Integridade ambiental da represa de Jurumirim

REINALDO JOSÉ DA SILVA
(ORG.)

Integridade ambiental da represa de Jurumirim

Ictiofauna e relações ecológicas

editora
unesp
DIGITAL

Direitos de publicação reservados à:
Fundação Editora da UNESP (FEU)

Praça da Sé, 108
01001-900 – São Paulo – SP
Tel.: (0xx11) 3242-7171
Fax: (0xx11) 3242-7172
www.editoraunesp.com.br
www.livrariaunesp.com.br
feu@editora.unesp.br

CIP-BRASIL. CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO
SINDICATO NACIONAL DOS EDITORES DE LIVROS, RJ

I48

Integridade ambiental da represa de Jurumim: ictiofauna e relações ecológicas / organização Reinaldo José da Silva. São Paulo: Editora Unesp, 2016.

Recurso digital
Formato: ebook
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-85-68334-78-2 (recurso eletrônico)

1. Ciências Biológicas (Zoologia). 2. Biologia (Ecologia). 3. Livros eletrônicos. I. Silva, Reinaldo José da.

16-38083 CDD: 597.98135
CDU: 502.1

Este livro é publicado pelo projeto *Edição de Textos de Docentes e Pós-Graduados da UNESP* – Pró-Reitoria de Pós-Graduação da UNESP (PROPG) / Fundação Editora da UNESP (FEU)

Editora afiliada:

Asociación de Editoriales Universitarias de América Latina y el Caribe

Associação Brasileira de Editoras Universitárias

Esta obra é dedicada ao professor
Edmir Daniel Carvalho (1956-2013)

Sumário

Um pouco de história e uma homenagem

A presente obra é o resultado de um grande projeto para estudo da integridade biótica da Represa de Jurumirim. A ideia inicial desse projeto teve sua origem no Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (Unesp), *Campus* de Botucatu, coordenado pelo professor Edmir Daniel Carvalho. Seus orientados, Heleno Brandão e Ana Paula Vidotto-Magnoni, com intuito de continuarem os estudos acadêmicos, apresentaram-me a proposta, para ser submetida ao Programa Nacional de Pós-Doutorado (PNPD) da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), sob minha coordenação.

Em princípio, fiquei preocupado, uma vez que essa proposta tinha como linha central de trabalho a área de investigação do professor Edmir Daniel Carvalho, pesquisador com o qual já tínhamos outras frutíferas colaborações científicas para estudo de parasitas e peixes. Entretanto, o desafio era eminente e, dessa forma, procurei o professor Edmir para iniciar a discussão sobre o projeto.

Ao ser consultado, disse-me que já estava ciente e de acordo com a execução da proposta da forma como sugerida por Heleno e Ana Paula, e que colocaria toda a estrutura de seu laboratório à disposição do projeto. Submetemos a proposta e fomos contemplados pelo Projeto PNPD 3005/2010 – A integridade ambiental da Represa de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema, SP, Brasil), com base na ictiofauna, supracomunidades de parasitas, dieta e migração dos peixes. Iniciou-se então, em janeiro de 2011, mais uma

colaboração científica com o professor Edmir e sua equipe de trabalho, que duraria cinco anos, com carga intensa de trabalhos de campo e laboratório.

Mas nem tudo ocorre em nossa vida da forma que planejamos e quis o destino que nossa parceria para esse projeto não tivesse o final desejado: em 26 de julho de 2013, nosso estimado parceiro e colaborador científico faleceu, vítima de câncer, que colocou um ponto final na brilhante carreira científica de um dos nomes mais importantes da área de Ecologia de nossa universidade.

Assim, pretendemos aqui fazer nossa homenagem ao professor Edmir, por tudo que representou para nosso grupo de pesquisa e para a área de Ecologia de Reservatórios em nosso país. Muitos detalhes serão perdidos, mas pretendemos sintetizar a carreira científica de nosso mais importante colaborador científico no projeto que resultou a presente obra.

Nascido em 12 de julho de 1956, na cidade de Paraguaçu Paulista (SP), Edmir, desde pequeno, sempre teve uma ligação íntima como o meio ambiente. Relata, em memorial de livre-docência, que na infância e adolescência percorria com o pai e familiares os campos ao redor da cidade, nadava e pescava nos ribeirões da região. A relação familiar moldou de forma marcante seus valores morais e sociais, considerados por ele acima de quaisquer valores materiais ou vantagens pessoais.

Em Paraguaçu Paulista, iniciou seus estudos no Grupo Escolar Coronel Antônio Nogueira e, em seguida, o ginasial e o colegial no Colégio Estadual e Escola Normal Diva Figueiredo da Silveira, sempre conciliando estudo e trabalho com seu pai. Sua paixão pela biologia, a que ele se referia como "indução lamarckiana", levava-o a seguir pelos caminhos das Ciências da Vida (Biologia ou Ecologia). E assim foi definido o futuro acadêmico do jovem Edmir, que ingressou no curso de licenciatura da então Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas de Botucatu (FCMBB), atual Unesp, *campus* de Botucatu. Curiosamente, em sua turma de graduação, entre todos os alunos, somente três eram representantes do sexo masculino: Gilson Luís Volpato, Jair de Campos Soares e Edmir Daniel Carvalho. Todos se tornaram renomados docentes do Instituto de Biociências.

Na graduação, a relação com peixes e rios, intimamente ligada às raízes infantojuvenis, foi logo reencontrada na iniciação científica com o professor Fausto Foresti. Edmir iniciou o estudo sobre hematologia de traíra (*Hoplias malabaricus*) e bagre (*Rhambia* sp.). A graduação foi também brindada pela

participação no Projeto Rondon, no *campus* de Humaitá (AM), momento em que reforçou sua formação humanitária, científica e cultural.

Os primeiros resultados científicos de suas pesquisas foram apresentados em 1977, no IV Colóquio de Incentivo à Pesquisa do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (Ibilce), em São José do Rio Preto (SP). No final da graduação, realizou seu Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas, na disciplina de Ecologia Animal, área de Limnologia, sob orientação do professor Raoul Henry.

Em 1977, iniciou sua carreira como professor, ministrando aulas de Biologia no Instituto Toledo de Ensino de Botucatu (atual Unifac). Nos anos seguintes, ministrou aulas de Química Instrumental no Colégio Arquidiocesano (atual La Salle) e foi contratado, em caráter temporário, em escolas da região, como a Escola Estadual Cardoso de Almeida e o Colégio Técnico Industrial, ministrando disciplinas de Física Aplicada e Instrumental, Química Instrumental e Biologia. Em 1980, após aprovação em concurso público, assumiu o cargo de professor de Ciências Biológicas e Programas de Saúde em escolas da cidade de Itatinga (SP). Viveu momentos inesquecíveis com seus alunos, organizando trabalhos de campo e realizando feiras de ciências.

Embora profissionalmente realizado, tinha uma ambição intelectual: buscar aprimoramento científico. Que caminho seguir? A pós-graduação. Depois de algumas tentativas, foi aprovado em 1981 no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, sob orientação do professor Fausto Foresti. Em 1985, ocorreu a defesa pública de sua dissertação intitulada *Indução da reversão de sexo em* Oreochromis niloticus *(Tilápia do Nilo) com o uso do hormônio masculinizante 17alfa-metiltestosterona: frequência de machos e crescimento*. No mesmo ano, exonera-se do cargo de professor efetivo na rede estadual de ensino e inicia a carreira de docente universitário, como professor-assistente do Instituto de Biociências, reforçando a linha de pesquisas com peixes no Departamento de Morfologia. A seguir, inicia seu doutoramento no mesmo Programa de Pós-Graduação e, em 1992, defende a tese, *Linhagens triploides de pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e de tambaqui (*Colossoma macropomum*): indução artificial e estudos de sobrevivência e desempenho em condições de tanques de cultivo*. Sua maior titulação acadêmica obteve em 2009, quando defende a tese de livre-docência *Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes*: *status da represa de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema)*,

trabalho que evidencia a maturidade científica na área de Biologia e Ecologia de Peixes.

O direcionamento para o estudo de Ecologia de Peixes inicia-se depois do doutorado. Foram inúmeros projetos de pesquisa na área, tanto como pesquisador responsável quanto como colaborador. Não pretendemos aqui discorrer sobre cada um deles, mas foram 19 projetos com captação de recursos de auxílio à pesquisa em diferentes agências de fomento e de bolsas para estudantes em diferentes níveis. Em sua carreira, o professor Edmir orientou e/ou supervisionou 11 teses de doutorado, 22 dissertações de mestrado, dois pós-doutorados, uma especialização e 16 monografias de graduação. Publicou 56 artigos científicos em periódicos nacionais e internacionais, editou um livro internacional, publicou cinco capítulos de livros, além de centenas de resumos nos diversos congressos científicos nacionais e internacionais. Participou de 54 bancas examinadoras de mestrado e 23 de doutorado, além de dezenas de bancas de exame geral de qualificação. Ocupou diversos cargos na Universidade, com destaque para a vice-coordenadoria do Centro de Aquicultura da Unesp. Esse rol de atividades do professor Edmir em sua carreira universitária evidencia sua dedicação à vida acadêmica.

Este foi o professor Edmir, um ambientalista nato. Dedicado a todas as questões ambientais – principalmente as que envolviam água e peixes, tesouros de sua infância – e a sua família, a esposa Edna e os filhos Lucas e Thales. Finalizamos nossa homenagem reproduzindo as palavras de sua irmã, Edméa, que postou nas redes sociais a seguinte mensagem sobre o falecimento desse nosso grande colaborador científico:

> O meu queridíssimo irmão, Edmir, resolveu mesmo mudar-se definitivamente para um lugar melhor. Ia, não ia, ia, não ia.... e nós, da família, além dos amigos, sempre nos alegrávamos quando ele não ia. Nessa madrugada, não teve jeito. Ele se foi mesmo. Como bom neto de mineira e trabalhador exemplar, madrugou para não se atrasar e saiu de mansinho. Não levou bagagem. Todas as lembranças, preocupações, dores, choros, picuinhas, agendas, saudades, ficaram para trás.
>
> As saudades... Ah, as saudades... Dessa emoção, ele deixou uma quantidade tão imensa dentro de nossos corações que nunca se esgotará. Não havia necessidade de bagagem. Onde ele foi morar tem tanta felicidade que não

precisa de mais nada. Somos egoístas. Gostaríamos que ele tivesse ficado conosco. O mundo acadêmico ficou mais pobre, a comunidade perdeu um cidadão íntegro e produtivo, os amigos ficaram sem um bom companheiro e a constelação familiar ficou menos brilhante. As estrelas também morrem; as boas lembranças e as saudades, NUNCA! Nós o amávamos e o admirávamos muito. "Se a nossa esperança em Cristo se resumir apenas a esta vida, somos os mais infelizes de todos os homens" (I Coríntios 15: 19).

Edmir Daniel Carvalho
(•12/07/1956 – †26/07/2013)

1
A represa de Jurumirim e seus tributários

Raoul Henry, Jaciara Vanessa Krüger Paes,
Gregório Kurchevski e Jamile Queiroz de Sousa

A bacia hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-AP), na qual está inserida a represa de Jurumirim, faz parte da chamada 14ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH), localizada no sudoeste do estado de São Paulo. A BH-AP, com área de 22.795 km^2, é formada pela bacia de drenagem da represa de Jurumirim, e cobre 78% do total da 14ª UGRH. Inclui também parte da bacia hidrográfica da represa de Chavantes, outra que lhe segue na "cascata", ao longo do rio Paranapanema, importante afluente do rio Paraná, onde deságua.

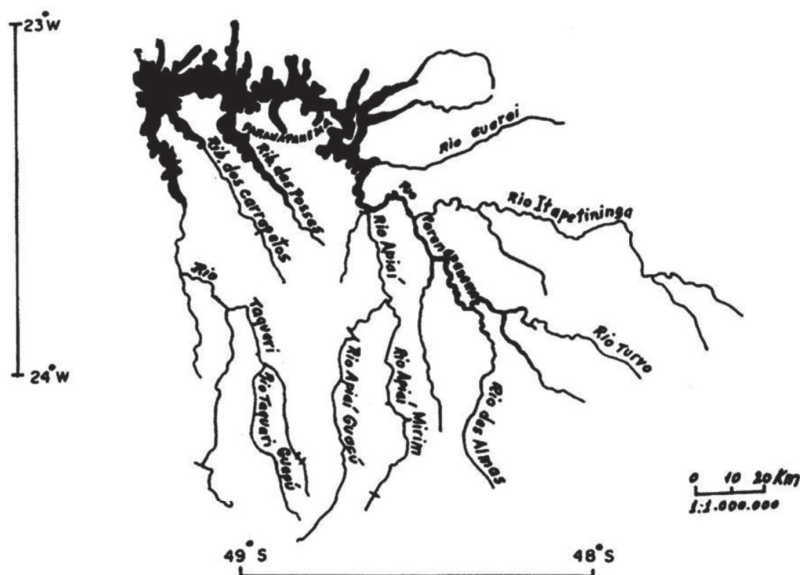
A nascente do rio Paranapanema (cuja origem etimológica é do tupi-guarani e significa: "Paraná" = rio, e "Panema" = impróprio para navegação e pesca) situa-se no município de Capão Bonito (SP), na serra Agudos Grande, aproximadamente a 100 km da região costeira do Oceano Atlântico Sul. Seu curso de água flui em sentido interior para desembocar no rio Paraná, no município de Rosana (SP), na divisa com o estado de Mato Grosso do Sul. Portanto, é ecossistema lótico de caráter endorreico.

O rio Paranapanema tem uma extensão estimada em 830 km, desde sua nascente (a 900 m de altitude) à sua foz (a 239 m de altitude), e um desnível entre as suas extremidades de 661 m, ou seja, de 0,8 m km^{-1} (Leal et al., 2008). Em toda a sua extensão, o desnível do rio não é uniforme, visto que, entre Capão Bonito e o local da barragem de Jurumirim, é de 360 m, ou seja, uma declividade média de 1,8 m km^{-1} (Henry, 2014a).

Extensa rede fluvial constitui a bacia hidrográfica do rio Paranapanema, sendo esse o principal tributário formador do ecossistema lacustre

artificial – a represa de Jurumirim. Durante o seu percurso, desde a nascente até a sua foz (na represa), o rio Paranapanema recebe a contribuição dos seguintes afluentes em sua margem direita: rios Guapiara, Turvo, Itapetininga, Guareí, Capivara, Santo Inácio, ribeirões dos Veados, Correntes, Pedra Pedra e Bonito; e na margem esquerda: ribeirão do Poço, rios Paranapitinga, Apiaí, ribeirões Indaiatuba, Capivara e rio Anta Brava. Portanto, são dez afluentes pela margem direita e seis na esquerda. Segundo Henry e Gouveia (1993), o comprimento total dos rios da bacia de drenagem da represa de Jurumirim foi estimado em 8.505 km. Visto que a área da bacia é de 17.978 km^2, as densidades de drenagem (razão entre o comprimento total dos rios e a área da bacia) e hidrográfica (razão entre o número de rios e a área da bacia) são de 0,473 km^{-1} e 0,066 km^{-2}, respectivamente (Henry, 2014a).

Essa extensa e diversificada rede hidrográfica observada na bacia de drenagem da represa de Jurumirim pode constituir-se em rotas migratórias alternativas para espécies de peixes, advindos da zona a montante da represa, a partir dos locais de desembocaduras de seus dois principais tributários: rios Paranapanema e Taquari (Figura 1.1).

Figura 1.1 – A represa de Jurumirim: seus dois principais tributários (rios Paranapanema e Taquari) e afluentes

A represa de Jurumirim

A represa de Jurumirim, a primeira na sequência montante–jusante foi formada em 1962, com a construção de uma barragem em local de estreitamento (daí o nome "Juru" = "boca"; "mirim" = "pequena") existente no município de Cerqueira César, por onde passa o rio Paranapanema. O barramento desse curso d'água propiciou a formação de um grande lago artificial, com área máxima de 485 km^2 e volume de 7941 Hm^3, cerca de quatro vezes maior que o volume da baía de Guanabara. Representa, portanto, uma considerável reserva de água, utilizada na regularização da vazão, função da demanda das represas que lhe seguem na "cascata". Além desse, tem outros usos, como geração de energia elétrica, atividades de piscicultura (parque aquícola) e pesca artesanal, irrigação de terras agrícolas, e uso recreativo para lazer e turismo (Granado; Romero, 2014), em razão da boa qualidade de suas águas.

Segundo o Comitê de Bacia do Alto Paranapanema (CB-AP, 2010), o índice de qualidade da água (IQA) da represa de Jurumirim foi considerado Ótimo, sendo qualificado como Bom pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) – avaliação média do período 2007-2009, em seis locais de amostragem em tributários. O índice de proteção à vida aquática (IVA) foi classificado como Bom em quatro de seis tributários da represa de Jurumirim (CB-AP, 2010).

A boa qualidade das águas do Paranapanema e tributários na 14ª UGRH tornou-a, juntamente com outras três, unidades de referência para avaliação do grau de impacto, em estudo comparativo das 18 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, que compõem o estado de São Paulo (Cunha et al., 2011).

As perspectivas de manutenção de boa qualidade das águas do rio Paranapanema são as mais promissoras, visto que as concentrações de fósforo total (PT) e de clorofila-a (Cl-a) na água inserem-se na categoria Classe 1 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama, Resolução 357/2005). A probabilidade de os teores de Cl-a exceder os limites da Classe 1 (> 10 $\mu g\ L^{-1}$) é da ordem de 20% para as águas do Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim, enquanto é nula para as águas da barragem (Henry, 2014b). Para os teores de PT, a curva de excedência revelou que a probabilidade de ultrapassar o limite da classe 2 (> 50 $\mu g\ L^{-1}$)

é menor de 20% para as águas do Paranapanema introduzidas na represa (Henry, 2014b). Esse quadro é indicativo de boa qualidade das águas, com baixo prognóstico de degradação em curto prazo.

A represa de Jurumirim apresenta ao longo do ano uma oscilação média na sua quota (= nível de água na superfície) de cerca de três metros. Essa variação significa que, durante o ano, esse ambiente aquático pode reduzir a sua área de superfície em 54,6 km^2 e o seu volume, em 12,68 Hm^3, em virtude do decréscimo do nível de água de superfície (Henry, 1990).

Apresenta uma expansão na área de superfície do espelho d'água e no seu volume, quando do aumento do nível de água. O coeficiente de elasticidade, definido como o quociente entre a superfície ocupada durante a máxima inundação e a correspondente na fase de seca, foi estimado em 1,14 (Henry, 2014a). Esse valor é baixo, quando comparado com os valores de planícies de inundação, como para o Pantanal Matogrossense (= 11,9) e o Médio Paraná (= 7,6) (Neiff, 1997).

Em vista dessa oscilação de área e volume durante o ano, decorrente de flutuação do nível de água de superfície, a represa de Jurumirim apresenta modificação substancial (coeficiente de variação de 58%) no tempo de residência (TR) de suas águas, presentes na sua bacia de acumulação (Henry, 2014a). O TR é definido como a razão entre o volume de água acumulado na represa e a vazão defluente. Como essa variou de 57 a 769 $m^3 s^{-1}$ durante o ano (de 1º de março de 1988 a 31 de março de 1989), com média anual de 268,1 $m^3 s^{-1}$ (Henry, 1990), o tempo de residência da água teórico médio foi de 323 dias (amplitude de variação de 86 a 1.168 dias). Como o TR aproximou-se de um ano, pode-se afirmar que a represa de Jurumirim é ecossistema lêntico, classe B segundo critério de Straškraba (1999). A taxa de renovação da água (= 1/TR), para o ano mencionado, é extremamente baixa, menor que 1% do volume total da água presente na represa de Jurumirim.

O rio Paranapanema e suas lagoas marginais

A zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim está inserida numa grande área úmida ("*wetland*") com lagoas marginais, na sua grande maioria, conectadas com o tributário. Segundo Junk et

al. (2014), essa zona poderia ser classificada como "área úmida artificial", submetida a um pulso de inundação previsível e de amplitude variável, em função do volume de água da represa e de seu sistema operacional. Nessa região, tanto nas margens do rio como nas lagoas, observa-se a dominância de uma espécie de gramínea enraizada, a *Echinochloa polystachya* Kunth. De fato, essa área não se constitui em planície de inundação "verdadeira", pois os ambientes lênticos marginais ao canal principal do rio Paranapanema estão em aparente permanente potamofase, situação definida por Neiff (1997) quando as lagoas estão conectadas com o rio. Os episódios de isolamento das lagoas (em limnofase, segundo Neiff, 1997) são pouco frequentes. No período de 1998 a 2007, Henry et al. (2011) relataram a ocorrência de três períodos de curta duração, de desconexão das lagoas com o rio Paranapanema, e um período prolongado de seca (14 meses) que determinou redução acentuada do volume das lagoas, uma sendo completamente extinta. Durante maior parte dos dez anos de levantamento, o coeficiente de conectividade, definido com a razão entre o número de dias de inundação e o número de dias de isolamento das lagoas (Neiff; Poi de Neiff, 2003) é nulo, em razão de os ambientes lênticos laterais estarem associados com o rio. Portanto, o comportamento dessa área envolvendo as lagoas marginais e o rio Paranapanema não é similar à de uma planície de inundação. O "efeito tampão" exercido pelo grande volume de água acumulada na represa de Jurumirim amortece os pulsos do curso de água (Henry, 2005). Essa condição confere às lagoas marginais estabilidade hidrológica, caracterizada por baixo coeficiente de elasticidade de área e volume (Henry, 2005), e permite aos peixes viventes dessa área úmida o livre trânsito entre as lagoas marginais e o rio Paranapanema.

Neste trabalho foram estudadas duas lagoas marginais do rio Paranapanema denominadas Lagoa Sete Ilhas (LAG1) e Lagoa Poço das Pedras (LAG2), situadas no trecho mais a montante e na proximidade da foz do rio na represa de Jurumirim, respectivamente. As características morfométricas das lagoas marginais estudadas estão apresentadas na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 – Parâmetros morfométricos das lagoas marginais situadas no rio Paranapanema

Parâmetros morfométricos	Sete Ilhas (LAG1)	Poço das Pedras (LAG2)
Área de superfície (km^2)	0,083	0,371
Comprimento máximo (km)	0,71	1,63
Largura máxima (km)	0,29	0,72
Perímetro (km)	2,493	6,737
Índice de desenvolvimento da margem	2,42	3,10
Índice de forma	4,8	6,2

Fonte: Silva e Henry (2013)

Outros tributários da represa de Jurumirim: Rio Taquari

O segundo tributário em importância para a represa de Jurumirim é o rio Taquari, afluente na margem esquerda do rio Paranapanema, na situação pré-represa (Henry et al., 1999). O rio Taquari (cuja origem etimológica é do tupi e tem dois significados: "rio da taquara" ou "taquara pequena") é formado pela junção dos rios Taquarimirim e Taquariguaçu, no município de Itapeva (SP). É um rio de médio porte de quarta ordem (no trecho estudado), com base na classificação de Strahler (1964).

Em sua porção mais a montante, o Taquari tem 130,76 km de extensão e a sua bacia (Alto Taquari) tem 2.483,36 km^2 de área de drenagem, enquanto, a jusante, possui 82,38 km de extensão e a respectiva bacia (Baixo Taquari), 1.963,5 km^2 de área de drenagem (SIGRH, 2012). Em ordem sucessiva desde sua nascente até a sua foz na represa de Jurumirim, o rio Taquari recebe na sua margem esquerda 15 afluentes: córrego do Padre Miguel, rio Pirituba, córrego da lagoa Bonita, ribeirão das Lavrinhas, córrego do Venâncio, córrego Nhá Cândida, ribeirão do Quati ou Vaquejador, córrego do Candinho, ribeirão do Muniz, córrego da Palmeirinha, córrego Dois Irmãos, córrego Brechol, ribeirão do Barreiro, ribeirão Bonito e ribeirão do Jacú. Pela margem direita, no rio Taquari, desemboca um total de 19 tributários: ribeirão Pilão d'Água, ribeirão dos Lemos ou Jaó, ribeirão Timbuva, córrego do Arlindo, córrego dos Alves, córrego da Usina, córrego da Figueirinha, ribeirão do Caçador, ribeirão da Restinga Grossa,

ribeirão do Cascalho, córrego da Estiva, córrego Sorocaba, córrego da Água Choca, córrego da Divisa, córrego das Paneiras, córrego do Leitão, córrego do Candinho, ribeirão da Corrente e ribeirão dos Carrapatos.

Na desembocadura do rio Taquari na represa de Jurumirim (denominado Baixo Taquari) há uma extensa área alagada na margem esquerda, com um emaranhado de plantas aquáticas cujo conjunto se constitui em área de alimentação, de refúgio e de reprodução dos peixes. Essas áreas são periodicamente inundadas sob a influência da represa de Jurumirim, enquanto o Alto Taquari apresenta trechos com características de transmissão, com trechos tipicamente lóticos e curta distância entre as margens (de 10 a 20 metros) e com remanescentes de matas ciliares nas suas bordas.

Pouco se sabe a respeito dessa área. O único trabalho anterior ao presente projeto, de nosso conhecimento, trata da distribuição de duas plantas aquáticas, *Eichhornia azurea* (Kunth) e *Brachiaria arrecta* (Stent), no eixo transversal rio – área alagável – terra em duas épocas do ano (Luciano, 1996).

Ribeirão dos Veados

O ribeirão dos Veados nasce ao sul do topo da *Cuesta* basáltica de Botucatu (São Paulo), em altitudes compreendidas entre 700 a 950 metros (Uieda; Motta, 2004) e é um dos principais afluentes na margem direita da represa de Jurumirim. O ribeirão dos Veados e toda a porção superior do rio Paranapanema/represa de Jurumirim estão inseridos na Área de Proteção Ambiental (APA) de Botucatu (Decreto Estadual n.20.960/1983), criada visando à proteção dessa região de alto valor ambiental, pois abriga inúmeras nascentes das bacias de drenagem dos rios Tietê e Paranapanema, onde estão importantes remanescentes da flora e fauna regional (Castro et al., 2003; Panarelli et al., 2003).

De 4ª ordem (sensu Strahler, 1964), na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim, a nascente do ribeirão dos Veados está localizada no município de Itatinga (SP). Juntamente a outros pequenos rios e riachos (Castro et al., 2003) como os rios Novo, das Pedras, Bonito, Tamanduá, Pardo, Santo Inácio e ribeirão do Meio, desemboca no rio Paranapanema, formando a represa de Jurumirim.

Na sua zona de transição na desembocadura com a represa, o ribeirão dos Veados apresenta bancos de macrófitas aquáticas das famílias Cyperaceae, Poaceae e Xyridaceae, vegetação típica de áreas alagadas e brejosas, plantas submersas da família Haloraceae, além de massiva colonização por gramíneas (Castro, 1999). Submetido à influência direta da represa, acúmulo de serrapilheira e material particulado, formando um sedimento rico de matéria orgânica em decomposição, é observado (Castro et al., 2003).

Poucos estudos foram realizados nesse tributário da represa de Jurumirim. Dentre eles destacam-se os trabalhos de Castro (1999) e Castro et al. (2003), com ênfase na composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea do ecótono ribeirão dos Veados-represa de Jurumirim, e Castro e Carvalho (2014), abordando a ecologia trófica dos peixes capturados nas estações seca e chuvosa. Nesses estudos, registraram-se as presenças de 26 espécies de peixes, com dominância dos pequenos Characídeos das famílias Tetragonopterinae e Cheirodontidae (Castro et al., 2003), em detrimento das demais ordens. Um destaque foi dado para o registro de larvas, indicando que essa área é usada como sítios de reprodução, de refúgio e de alimentação por inúmeras espécies de peixes que encontram ali condições ideais para completarem seus ciclos de vida.

Área de estudo

O Projeto foi empreendido com a finalidade de conhecer a composição e a abundância da ictiofauna, reconhecendo seus diferentes padrões reprodutivos e as espécies de peixes migradoras, a dieta das espécies e a sua comunidade de parasitas. Essas análises juntamente com a avaliação das variáveis abióticas da água e sedimento, assim como as características de entorno da represa serviram de métricas para o estabelecimento do índice de integridade biótica da represa de Jurumirim.

O estudo comparativo foi desenvolvido em três grandes compartimentos da represa de Jurumirim: o braço ribeirão dos Veados (área 1) e as zonas de desembocadura dos rios Paranapanema (área 2) e Taquari (área 3) (Figura 1.2). Treze estações de amostragem foram selecionadas para a coleta de material biológico, amostras de água e sedimento, e análise *in situ* das variáveis

ambientais, as quais contemplaram as três grandes áreas de estudo, locais distribuídos no eixo longitudinal (Tabela 1.2 e Figura 1.3).

Assim, na área 1, os locais de coletas receberam, na sequência montante → jusante, a seguinte denominação: no ribeirão dos Veados – Alto, Médio e Baixo, e trecho Alto da represa Jurumirim, próximo a confluência do ribeirão dos Veados (Figura 1.3 (1)).

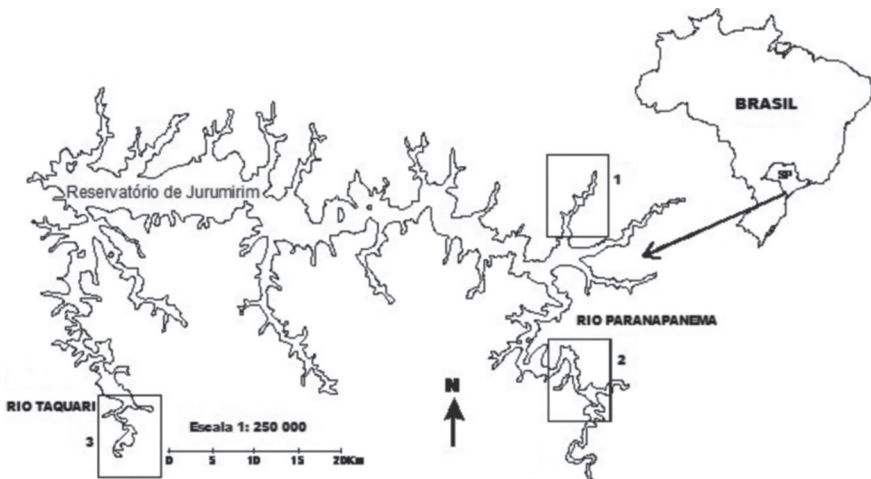
Figura 1.2 – Represa de Jurumirim e locais de estudos: braço ribeirão dos Veados (área 1), zonas de desembocadura dos rios Paranapanema (área 2) e Taquari (área 3)

Na área 2, que compreende o rio Paranapanema e suas lagoas marginais, as amostragens foram feitas nos locais seguintes, no sentido montante → jusante: Paranapanema Alto – denominado por Calha Sete Ilhas e na Lagoa Sete Ilhas Lagoa; Paranapanema Médio – denominado por Calha Poço das Pedras e Lagoa de mesmo nome; e Paranapanema Baixo – trecho próximo a desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim, em sua porção alta (Figura 1.3 (2)). Na área 3, que compreende o rio Taquari, as amostragens foram feitas nos trechos denominados por Taquari Alto, Taquari Médio e Taquari Baixo, já na sua confluência com a represa (Figura 1.3 (3)). Cabe ressaltar que os pontos amostrais Paranapanema Alto e Taquari Baixo foram utilizados para representar as porções Alta e Baixa da represa de Jurumirim

Tabela 1.2 – Código e coordenadas geográficas nos trechos de amostragem na represa de Jurumirim e tributários

Código	Trecho	Latitude	Longitude
Par Alto	Paranapanema - Calha Sete Ilhas	23°31'29.90"S	48°38'15.76"W
Par Médio	Paranapanema - Calha Poço das Pedras	23°29'16.54"S	48°37'12.88"W
LAG1	Lagoa Sete Ilhas	23°31'17.20"S	48°37'54.20"W
LAG2	Lagoa Poço das Pedras	23°29'30.30"S	48°37'37.00"W
Rep Alto	Jurumirim – Alto	23°23'4.67"S	48°40'03.33"W
Rep Médio	Jurumirim – Médio	23°20'21.50"S	48°40'22.10"W
Rep Baixo	Jurumirim-Baixo (Confluência Taquari)	23°17'15.73"S	49°11'51.38"W
Taq Alto	Taquari – Alto	23°39'38.62"S	49° 8'3.31"W
Taq Médio	Taquari – Médio	23°32'45.49"S	49° 8'41.24"W
Taq Baixo	Taquari – Baixo	23°28'36.72"S	49° 9'55.22"W
Vea Alto	Ribeirão dos Veados – Alto	23°15'31.80"S	48°37'30.59"W
Vea Médio	Ribeirão dos Veados – Médio	23°16'2.49"S	48°38'15.72"W
Vea Baixo	Ribeirão dos Veados – Baixo	23°17'17.45"S	48°39'17.66"W

O estudo iniciou-se em março de 2011 e encerrou-se em janeiro de 2013, com frequência de amostragem trimestral nos treze locais discriminados acima concomitantemente. No primeiro ano do projeto, o nível de água na superfície oscilou de 564,93 m (12 de outubro de 2011) a 567,29 m (18 de abril de 2011), com uma amplitude de variação de 2,33 m. (Figura 1.4). No segundo ano, a flutuação do nível na superfície foi mais acentuada: de 562,12 m (quota mais baixa) a 566,38 m (quota máxima). De abril 2012 a abril 2013, a amplitude de variação atingiu 3,97 m. Segundo Pompêo et al. (1999), o padrão de variação de níveis de superfície medido na zona da barragem de Jurumirim é idêntico àquele monitorado na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa. Portanto, a oscilação dos valores descrita nos dois anos sucessivos de estudo é também constatada na zona de foz do principal tributário da represa. Segundo Henry (2005), o nível de água correspondente a 563,60 m representa o limite – fronteira entre conexão e isolamento das lagoas com o rio Paranapanema – na porção Alta da represa.

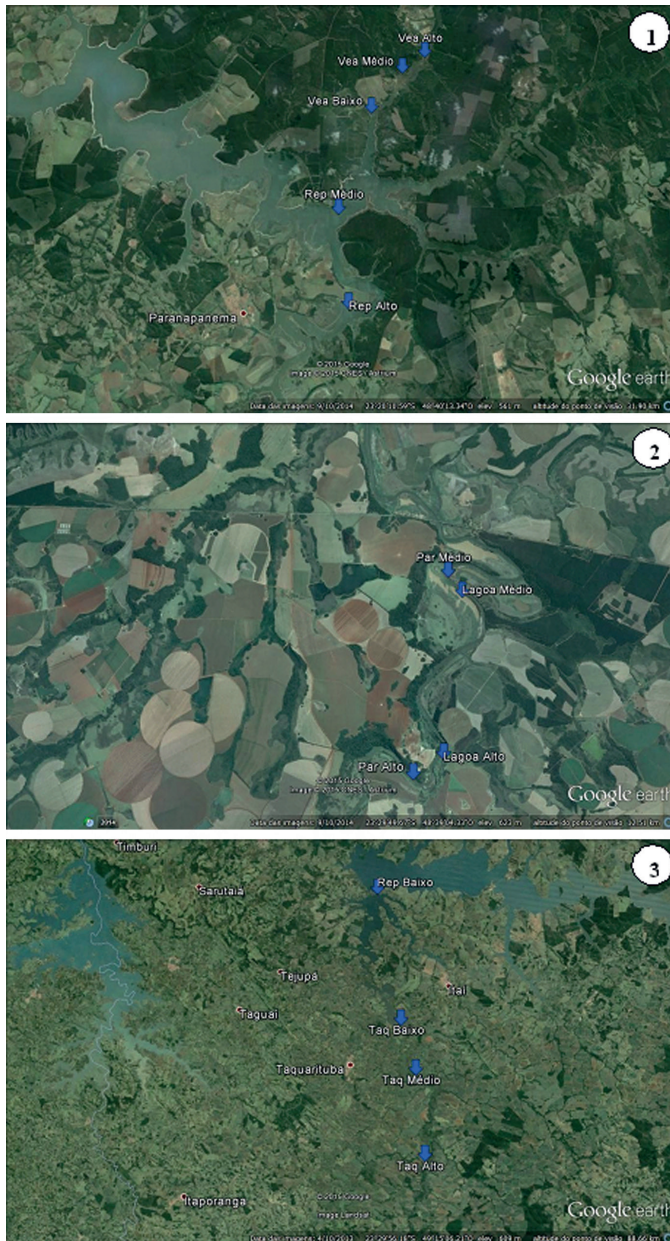
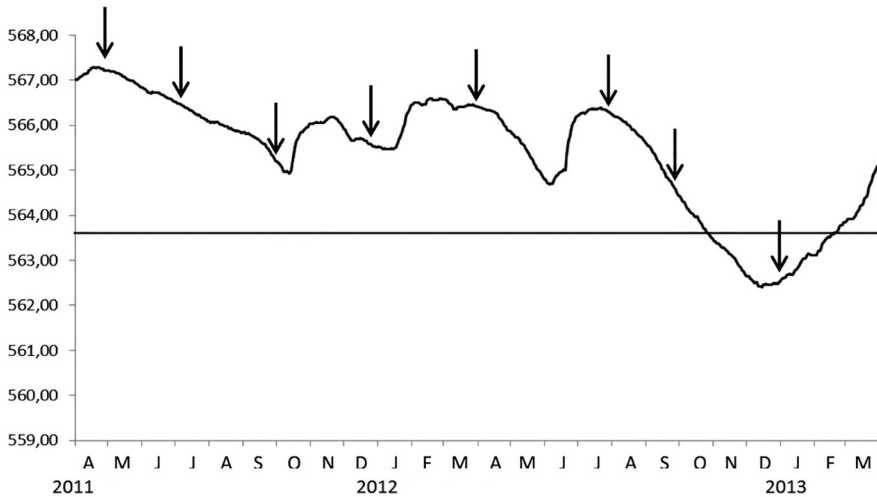
Figura 1.3 – Imagens de satélite das áreas de estudo na represa de Jurumirim e seus principais tributários: 1) ribeirão dos Veados e porção Alta e média da represa; 2) rio Paranapanema; e 3) rio Taquari e porção Baixa da represa de Jurumirim

Fonte: Imagens Google Earth, 4 out. 2013; acesso em 30.3.2015.

Figura 1.4 – Variação diária do nível de água (= quota) na represa de Jurumirim de 1º de abril de 2011 a 31 de março de 2013 (as setas indicam as oito datas de coleta a intervalo trimestral)

Examinando a Figura 1.4, podemos afirmar que no primeiro ano de estudo (abril 2011 a março de 2012), a situação foi caracterizada como de potamofase, a despeito de pequena oscilação de nível do rio. No segundo ano (abril 2012 a março de 2013), as duas fases ocorreram (Figura 1.4). A potamofase estendeu-se de 1º de abril a 28 de outubro de 2012, e a limnofase, de 29 de outubro de 2012 a 19 de fevereiro de 2013. A partir dessa data, a conectividade (= capacidade de intercâmbio) entre o rio Paranapanema e as lagoas marginais foi restabelecida. O coeficiente de conectividade foi nulo no primeiro ano e de 2,20 no segundo ano de estudo. A oscilação do nível de água, como mostra a Figura 1.4, implica uma retração (em situação de redução de nível) ou expansão (quando em condição de aumento de nível) da zona litorânea, afetando em particular as plantas aquáticas nas margens da represa. Isso significa maior disponibilidade de hábitat para a ictiofauna (Figura 1.4), em especial para as fases iniciais do ciclo de vida das espécies de peixes. É o caso do compartimento 1 (braço ribeirão dos Veados), que mostra ampla variação na extensão da zona litorânea.

Durante o biênio do projeto, a precipitação total anual foi mais elevada no segundo ano de estudo (Tabela 1.3). Os dados mensais de chuva

de três estações pluviométricas situadas num raio de 25 km de cada um das três áreas de coleta mostram um padrão de variação bastante similar (Figura 1.5).

Figura 1.5 – Precipitação mensal acumulada (mm) de 1º de abril 2011 a 31 de março de 2013 em Paranapanema, Angatuba e Taquarituba (SP)

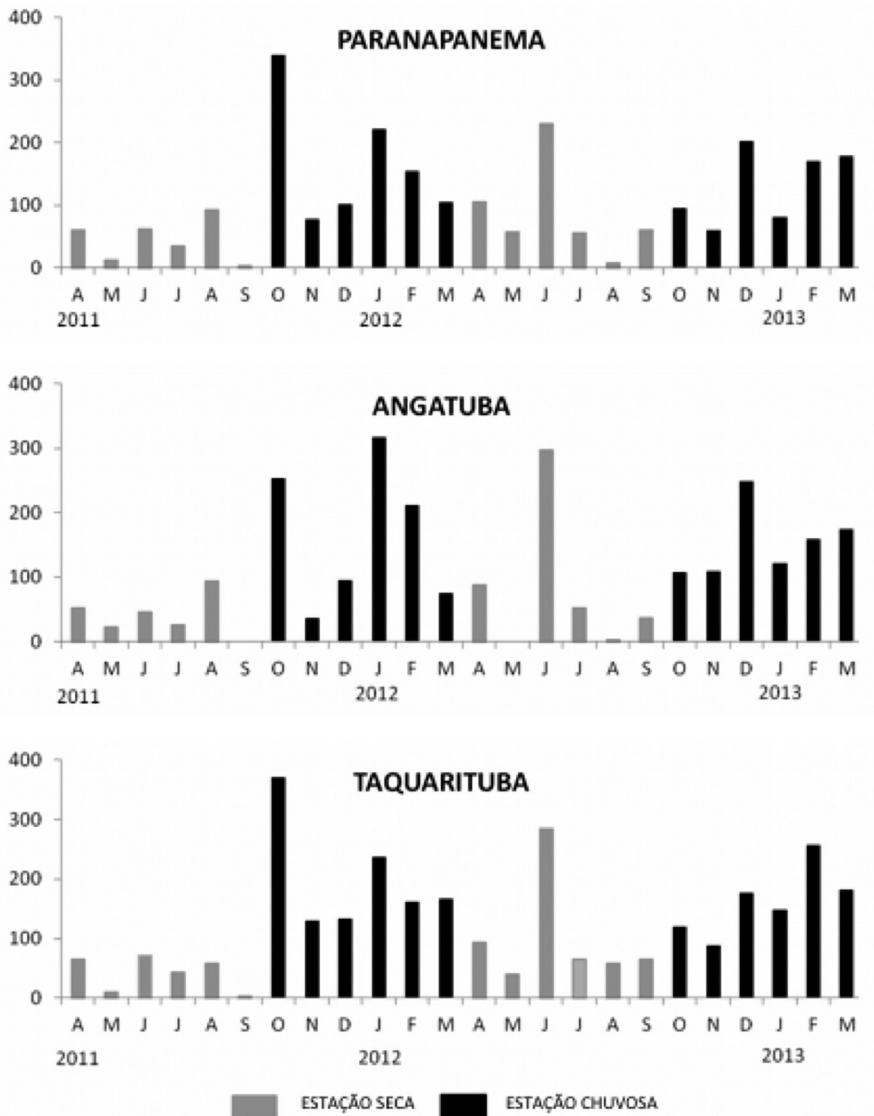



Tabela 1.3 – Precipitação total anual, trimestre mais e menos chuvoso em dois anos sucessivos (ANO I: abril 2011 a março 2012; e ANO II: abril 2012 a março 2013) em localidades com influência na represa de Jurumirim e tributários (rio Paranapanema e rio Taquari)

Local	Ano	Total anual (mm)	Trimestre mais chuvoso			Trimestre menos chuvoso		
			Meses	Total		Meses	Total	
				mm	%		mm	%
Angatuba	I	1231,7	D, J, F	623,6	50,7	M, J, J	94,7	7,7
	II	1397,5	D, J, F	529,4	37,9	J, A, S	91,5	6,5
Paranapanema	I	1261,7	O, N, D	518,4	41,1	J, A, S	130,3	10,3
	II	1300,8	D, J, F	453,4	34,9	J, A, S	123,9	9,5
Taquarituba	I	1447,5	O, N, D	632,7	43,7	J, A, S	103,7	7,2
	II	1572,3	J, F, M	584,3	37,2	J, A, S	187,5	11,9

A precipitação total mensal mais elevada foi em outubro 2011 no primeiro ano e em fevereiro de 2013 no segundo (Figura 1.5). Em ambos os anos de estudo, a estação seca estendeu-se de abril a setembro. Precipitação total mensal excepcionalmente elevada foi registrada no mês de junho de 2012, mês incluído na estação seca. As chuvas nesse mês atingiram valores que ultrapassaram os valores máximos da estação chuvosa do segundo ano de estudo. Esse "pico" de precipitação foi o "responsável" pela elevação do nível de água observada a partir de julho de 2012 (Figura 1.4). As precipitações mensais ocorridas na estação chuvosa do segundo ano permitiram o restabelecimento da conectividade do rio Paranapanema com as lagoas marginais, após o episódio de limnofase.

Considerações finais

O rio Paranapanema, ao ser transformado em uma "cascata" de represas, desde a primeira (Jurumirim), sofreu uma descontinuidade fluvial (Ward; Stanford, 1983). A interrupção do fluxo de água determinou uma modificação substancial nas características ecológicas, tanto de natureza abiótica como das comunidades componentes da biota, originalmente presente.

Em relação à ictiofauna, isso significa que as espécies reofílicas, isto é, dependentes em algum grau da correnteza de água para o seu desenvolvimento durante parte ou todo seu ciclo de vida, foram fortemente afetadas. Isso é especialmente verdadeiro para a represa de Jurumirim, considerado como ecossistema lêntico, função do elevado tempo de residência de suas águas. O controle da vazão de água pelo sistema de operação da represa ocasionou de certa forma uma fragmentação do curso de água (Nilsson et al., 2005). A ausência de "escada" para peixes na represa de Jurumirim determinou um confinamento dos componentes da ictiofauna à bacia de acumulação a montante da barragem, onde em tese predominam espécies limnofílicas e euritópicas, aquelas que apresentam todos os estágios de seu ciclo de vida em águas lênticas e aquelas cujos estágios de vida podem ocorrer tanto em águas lênticas como lóticas, respectivamente (Aarts et al., 2004). Entretanto, pelo fato de a represa de Jurumirim ser a primeira da "cascata", a presença de espécies migratórias é possível pela ampla rede fluvial a montante da desembocadura dos dois principais tributários da represa: os rios Paranapanema e Taquari. Na foz de ambos, em especial do Paranapanema, as lagoas marginais têm relevante importância, para as espécies de peixes, pois são locais de alimentação, refúgio e reprodução, para seus organismos, como comprovado por Souto (2015). Diferentemente do que ocorre com os rios na Europa, onde a construção de diques laterais, a retificação dos cursos de água e o controle do fluxo de água têm causado a interrupção da inundação lateral em planície (Aarts et al., 2004), as lagoas marginais situadas na região da foz do Paranapanema na represa de Jurumirim apresentam-se associadas com o rio (exceto em alguns episódios de curta duração). A conectividade é mantida e o volume de água contida na bacia de acumulação da represa determina uma atenuação dos pulsos de água. Definida pelo número de dias em que o nível de água está

acima do nível de transbordamento da água canal do rio, a conectividade temporal afeta tanto a quantidade de espécies presentes como a abundância dos peixes em área úmida junto aos Grandes Lagos da América do Norte (Bouvier et al., 2009). Outro relato menciona que o volume de água, e não a elevação de nível, tem influência na captura de peixes em planície de inundação na Rússia (Van de Wolfshaar et al., 2011). Finalmente, em levantamento comparativo em 54 lagos da planície de inundação do Mississipi (Estados Unidos), Dembkowski e Miranda (2014) concluem que os fatores que afetam a biodiversidade de peixes foram os seguintes: a profundidade e a área dos lagos, a agricultura circundante e a conectividade (variáveis de primeira ordem), a qualidade da água (medida através da temperatura, a visibilidade do disco de Secchi, a percentagem de saturação do oxigênio dissolvido, a turbidez e o pH) e a produtividade primária (medida pela concentração de pigmentos das algas) (variáveis de segunda ordem) e os atributos da biodiversidade dos peixes (como índices de riqueza e diversidade de espécies, de dominância e de uniformidade) (variáveis de terceira ordem).

Nos capítulos a seguir, serão relatadas as características ambientais (fatores abióticos) dos três compartimentos estudados, a variabilidade na composição em espécies e abundância de suas populações, os aspectos reprodutivos e migratórios dos componentes da ictiofauna, a dieta das espécies encontradas e a análise de eventual presença de parasitas associados aos organismos. Os dados obtidos permitiram o desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a represa de Jurumirim e seus principais tributários.

2
Caracterização do meio físico

Felipe Pontieri de Lima, André Batista Nobile,
Diogo Freitas-Souza e Sandro Geraldo de Castro Britto

O reservatório de Jurumirim está inserido na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema correspondendo à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos n.14 – UGRHI 14 e limita-se ao norte com a do Médio Paranapanema (UGRHI 17), ao sul com a bacia do Ribeira do Iguape (UGRHI 11) e a leste com a bacia Tietê/Sorocaba (UGRHI 10). É composta por 34 municípios, dos quais 22 são integrantes da bacia de contribuição do reservatório de Jurumirim (Sistema Integrado..., 2013).

O rio Paranapanema é considerado o principal curso de água da UGRHI 14 apresentando extensão total de 530 km que se estendem desde a sua principal nascente, em Capão Bonito, até a Usina Chavantes onde se encerra a URGHI 14. Nesse trecho, cerca de 200 km encontram-se represados pelas Usinas Armando Avellanal Laydner (Jurumirim), cujas condições do meio físico foram avaliadas neste estudo, e pela usina de Chavantes (ibidem).

A qualidade das águas na UGRH-14 é considerada de boa a ótima. Esse fato está atrelado à baixa densidade demográfica observada na região (<50.000 habitantes), que diminui o impacto sobre os recursos hídricos (Sistema Integrado..., 2010; Henry, 2014).

Segundo o CBH-ALPA (Sisteme Integrado..., 2013), a bacia hidrográfica do Paranapanema é composta por fragmentos de mata, capoeira, campo, cerradão, cerrado e tipos intermediários, além de vegetação de várzeas; áreas de reflorestamento; culturas perenes e temporárias além de grandes áreas de pastagens. A UGRHI-14 é considerada uma região de conservação, já que essas áreas de cobertura vegetal são muito utilizadas por diversas espécies

de animais, tanto como áreas de refúgio quanto como áreas de alimentação. Atualmente, cerca de 20% da área da UGRHI (aproximadamente 4.677 km^2) apresentam remanescente de vegetação natural composta por Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (Sistema Integrado..., 2013).

Os solos predominantes nas margens do reservatório são formados pela alteração *in situ* das rochas da região, de origem sedimentar e vulcânica, subdividindo-se em camadas que sofrem alterações constantes pelos processos de lixiviação. São denominadas como solo residual maduro (mais superficial) e solo residual jovem (sotoposto ao primeiro, em contato direto com o maciço rochoso).

O principal uso das terras da área de influência direta do reservatório de Jurumirim corresponde à agricultura, que ocupa sozinha mais da metade da área total dos municípios adjacentes. A principal cobertura vegetal no entorno corresponde aos reflorestamentos de eucalipto e pinus. As pastagens correspondem a cerca de 30% da área, enquanto as matas nativas ou em regeneração ocupam menos de 8% da área considerada. Ainda quanto ao uso, as águas da bacia são utilizadas para abastecimento público e industrial, irrigação, recepção de efluentes e geração de energia elétrica.

Para a caracterização ambiental das áreas amostrais foram construídos mapas de uso e ocupação do entorno. Para os trechos amostrais de características lóticas (Alto-Paranapanema e Alto-Taquari) foram selecionadas faixas de 100 m de largura por 2 km de extensão. Para os demais trechos foram selecionadas faixas de 500 m de largura por 2 km de extensão. As unidades de uso e ocupação adotadas para o mapeamento das faixas estão descritas no Quadro 2.1. As áreas das diferentes unidades propostas foram medidas com auxílio do Google Earth-Pro, e estão coloridas conforme o Quadro 2.1, servindo de padrão para a legenda das figuras geradas.

Quadro 2.1 – Descrição das unidades adotadas para o mapeamento das faixas selecionadas em cada trecho

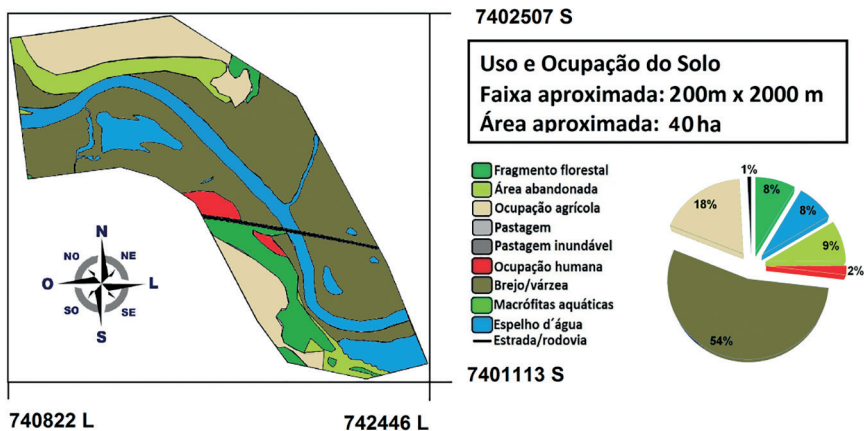
Fragmento florestal	Áreas ocupadas por matas com variados graus de conservação, desde que apresentem elementos arbóreos significativos em conjunto na paisagem.
Área abandonada	Áreas com diferentes graus de sucessão ecológica, desde pastos a áreas arbustivas, mas sem elementos arbóreos significativos em conjunto na paisagem.

Ocupação agrícola	Áreas utilizadas para agricultura, independentemente do tipo de cultura, sejam rotativas ou perenes, indiscriminadamente.
Pastagem	Áreas utilizadas exclusivamente para pastagem.
Pastagem inundável	Áreas utilizadas para pastagem, mas que sofrem alagamentos periódicos, conforme variação do nível do reservatório de Jurumirim.
Ocupação humana	Áreas com diferentes graus de ocupação humana direta, especialmente relacionada à moradia e lazer.
Brejo/várzea	Áreas úmidas com restrições à ocupação humana, mas que podem apresentar utilizações sazonais e com vegetação característica.
Macrófitas aquáticas	Áreas de ocupação e distribuição de diferentes espécies de macrófitas aquáticas, que são identificadas, mas não contabilizadas no mapeamento dos pontos.
Espelho d'água	Área de espelho d'água de afluentes e lagoas, contabilizados apenas quando fazem parte das margens dos trechos selecionados, excluindo-se a área do reservatório e rios em estudo.
Estrada/ rodovia (-------)	Áreas indicadas nos mapas e, quando expressivas, contabilizadas junto às áreas de ocupação humana.

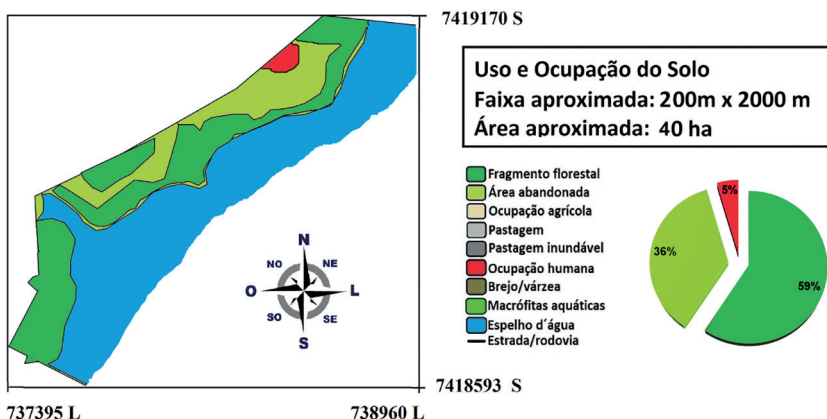
Com base no mosaico de paisagens, os pontos de amostragens foram descritos quanto ao uso e ocupação, conforme segue.

1) Represa-Alto

O trecho Alto da represa de Jurumirim apresentou a composição de entorno mais complexa entre os compartimentos avaliados, contemplando sete das dez unidades de avaliação consideradas. Esse fato pode estar atrelado à existência de uma pequena comunidade de pescadores denominada "Bairro da Ponte" que se situa às margens da rodovia Raposo Tavares (SP-270). Mesmo com a diversidade de unidades destacadas, esse trecho apresenta como principal composição de seu entorno áreas de brejos/várzea, correspondendo a mais da metade da área avaliada (54%). Além dessa unidade, observa-se ocupação agrícola correspondendo a 18% e áreas abandonadas com 9%. Outras unidades como fragmentos florestais (8%), espelho d'água (8%), ocupação humana (2%) e estradas/rodovias (1%) completam o panorama geral dessa área. Essa porção do rio Paranapanema se encontra bem encaixada, da qual a largura média da calha do rio é de 60 metros (Figura 2.1).

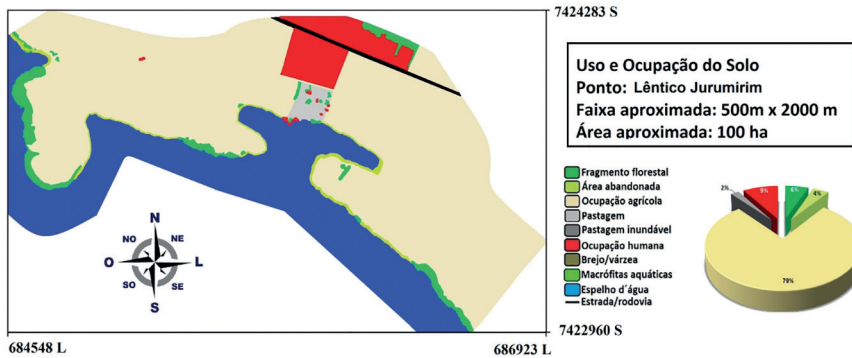
Figura 2.1 – Mapa de uso e ocupação do trecho Represa-Alto

2) Represa-Médio

A área amostral do trecho Médio da represa de Jurumirim é menos diversificada dentre as áreas do entorno, sendo composta por apenas três unidades. A maior ocupação corresponde a fragmentos vegetais que somam 20% da área, muito em razão de haver um trecho com grande declive nessa, o que provavelmente inviabilizou o uso e a ocupação desses fragmentos. As áreas abandonadas (12%) correspondem à segunda maior unidade avaliada e, por fim, a ocupação humana é ínfima nessa área, correspondendo a apenas 2% do total. Em razão da grande influência do reservatório, que nessa região atinge cerca de 1.000 metros de largura, a outra margem não foi avaliada (Figura 2.2).

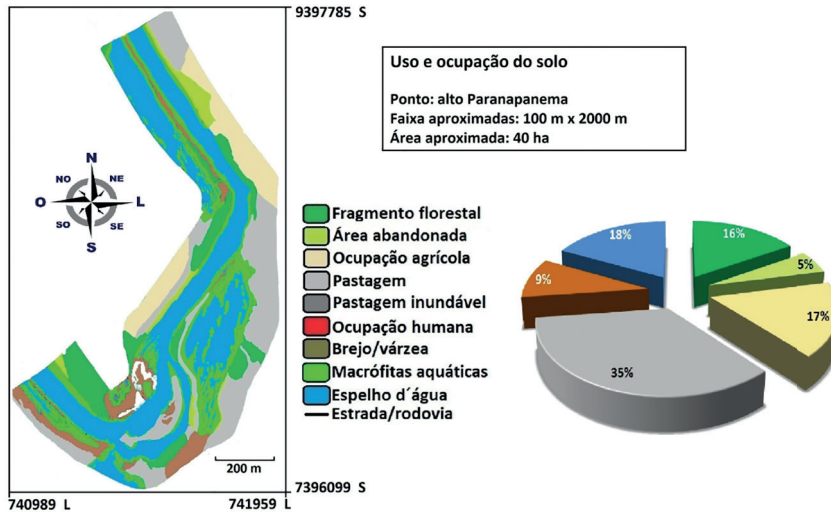
Figura 2.2 – Mapa de uso e ocupação do trecho Represa-Médio

3) Represa-Baixo

O trecho Baixo da represa é o trecho de coleta mais próximo da barragem e foi caracterizado pela ampla utilização agrícola da área (79%). Além dessa unidade, a área de uso antrópico direto corresponde a 9% e as pastagens, a 2%. Áreas mais preservadas ou abandonadas correspondem a 6% e 4%, respectivamente. Como essa área amostral está localizada no trecho de reservatório, a outra margem encontra-se a aproximadamente 500 m de distância e, por isso, não foi avaliada (Figura 2.3).

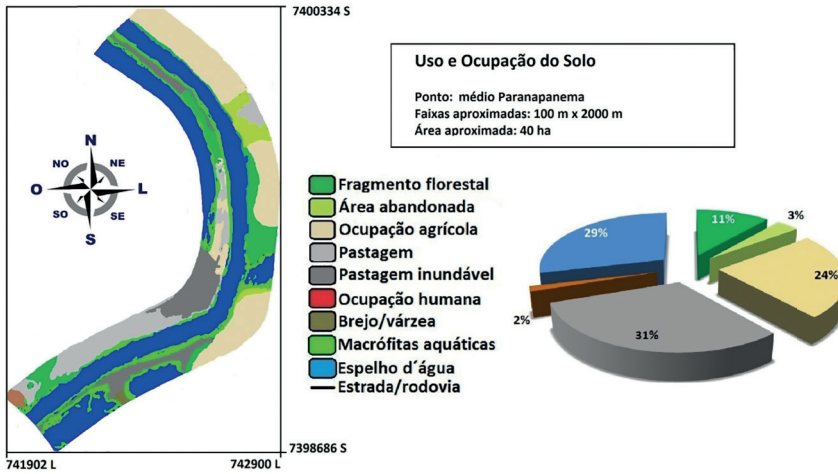
Figura 2.3 – Mapa de uso e ocupação do trecho Represa-Baixo

7424283 S
Uso e Ocupação do Solo
Ponto: Lêntico Jurumirim
Faixa aproximada: 500m x 2000 m
Área aproximada: 100 ha
Fragmento florestal
Área abandonada
Ocupação agrícola
Pastagem
Pastagem inundável
Ocupação humana
Brejo/várzea
Macrófitas aquáticas
Espelho d'água
Estrada/rodovia
N NE L SE S SO O NO
7422960 S
684548 L
686923 L

4) Paranapanema-Alto e Lagoa 1

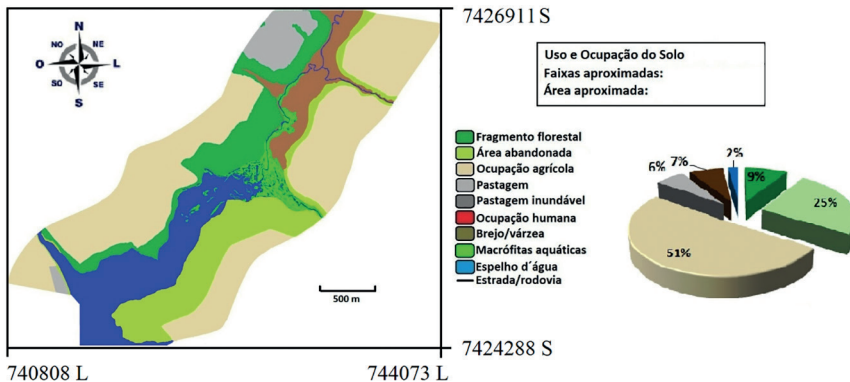
O trecho do Alto do rio Paranapanema apresentou cerca de metade da área estimada com alterações devidas à ocupação por pastagens (35%) e agricultura (17%). Além dessas duas unidades observa-se expressiva contribuição de espelho d'agua (18%), em razão da existência de lagoas marginais nesse trecho, e a LAG1 encontra-se à sua margem direita. Esse trecho apresenta ainda porções de fragmento florestal (16%), brejos e áreas de várzea (9%) e áreas abandonadas (5%). O rio Paranapanema é relativamente encaixado nesse trecho e apresentou calha com largura em torno de 80 m (Figura 2.4).

Figura 2.4 – Mapa de uso e ocupação do trecho Paranapanema-Alto

5) Paranapanema-Médio e Lagoa 2

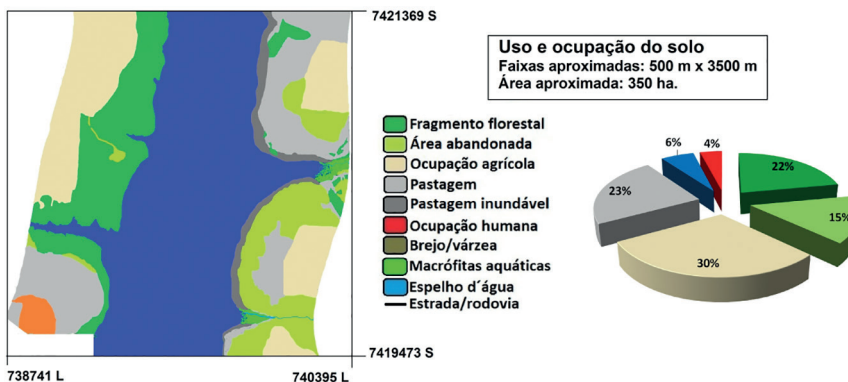
O trecho do Médio do rio Paranapanema apresentou condição similar ao do trecho do Alto, com predominância de áreas ocupadas por pastagens (35%) e culturas agrícolas (24%). Em ambas as margens a presença de água é significativa na faixa de estudo, correspondendo a 29% do total de ocupação do entorno. Essa ocorrência está atrelada à existência de lagoas marginais incluindo a Lagoa 2, alocada na margem esquerda do rio. O trecho apresenta ainda porções de fragmento florestal (11%), áreas abandonadas (3%) e brejos e áreas de várzea (2%) O rio Paranapanema também é relativamente encaixado nesse trecho e apresenta largura em torno de 60 m (Figura 2.5).

Figura 2.5 – Mapa de uso e ocupação do trecho Paranapanema-Médio

6) Trechos Alto e Médio do ribeirão dos Veados

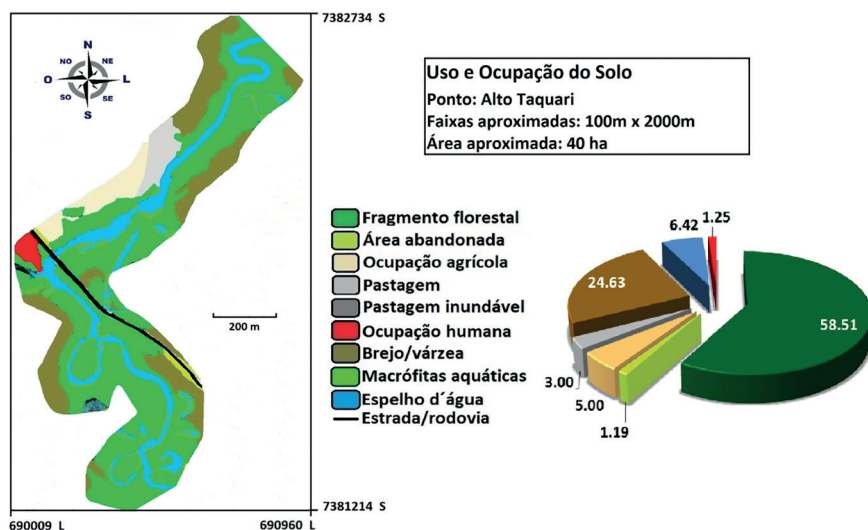
Os trechos Alto e Médio do ribeirão dos Veados, por estarem localizados relativamente próximos apresentam condições bastante similares com relação ao uso e ocupação de seu entorno. Mais da metade da sua área de entorno foi ocupada por atividades agrícolas (51%), em ambas as margens, restando uma pequena porcentagem com fragmento florestal remanescente apenas em sua margem direita (25%). Fragmento florestal (9%), brejos e várzeas (7%), pastagem (6%) e espelho d’água (2%) compõem o restante da paisagem. Em razão da alta influência do reservatório nessa área, ocorrem oscilações consideráveis na largura de sua calha, variando entre 10 e 150 metros (Figura 2.6).

Figura 2.6 – Mapa de uso e ocupação dos trechos Alto e Médio do ribeirão dos Veados

7) Baixo ribeirão dos Veados

O trecho Baixo ribeirão dos Veados está situado próximo à área de transição da represa de Jurumirim. As maiores ocupações de entorno dessa área se dão por atividade agrícola (30%), pastagem (23%) e fragmentos florestais (22%). Em menor proporção, existem áreas abandonadas (15%), espelhos d'água (6%) e ocupação humana (4%). Por se encontrar sob a influência do nível da represa, a calha do ribeirão dos Veados nesse trecho apresenta largura aproximada de 500 metros (Figura 2.7).

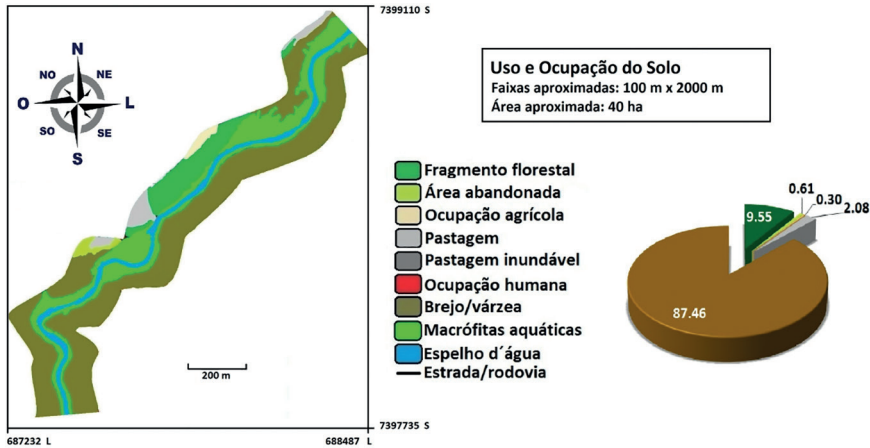
Figura 2.7 – Mapa de uso e ocupação do trecho Baixo ribeirão dos Veados

8) Alto Taquari

O Alto Taquari foi o trecho mais preservado entre todos os trechos avaliados. Caracterizado pela grande ocorrência de remanescentes florestais associados a áreas brejosas e inundáveis, concorrendo para a preservação da vegetação na região. Esses remanescentes correspondem a cerca 58% da área, sendo brejos e várzeas a segunda unidade mais representativa com 24% da ocupação. Espelhos d'água (6%), ocupação agrícola (5%), pastagem (3%), área abandonada (1%) e ocupação humana (1%) completam o mosaico de ocupação dessa área. O rio Taquari apresentou largura variável de 11 m no período seco (julho/2011) a 32 m no período chuvoso, quando extravasou a sua calha acessando as áreas brejosas (Figura 2.8).

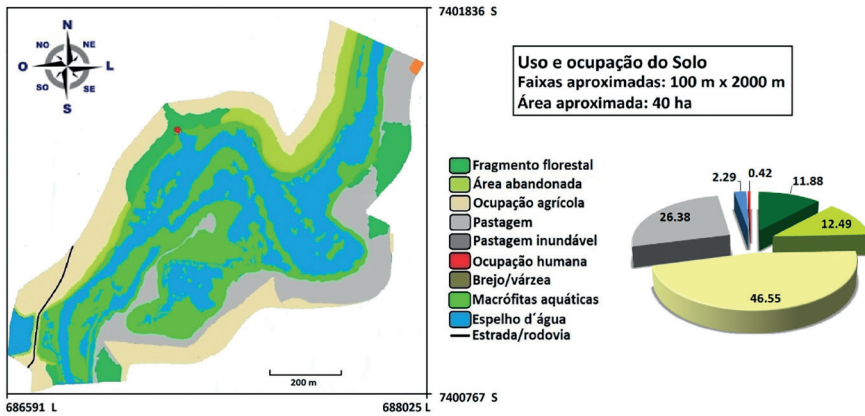
Figura 2.8 – Mapa de uso e ocupação do trecho Alto Taquari

9) Médio Taquari

Esse trecho está quase inteiramente inserido na várzea do rio Taquari, limitando a utilização antrópica direta das margens em razão dos recorrentes encharcamentos, caracterizando-o como área brejosa predominantemente (87%). O restante da paisagem foi dividido entre fragmentos florestais (9%), pastagem (2%), áreas abandonadas (1%) e de macrófitas aquáticas (1%). O rio Taquari apresentou largura variável de 17 m, no

período seco (julho/2011), a 24 m, no período chuvoso, também quando extravasou a sua calha nesse trecho (Figura 2.9).

Figura 2.9 – Mapa de uso e ocupação do trecho Médio Taquari

10) Baixo Taquari

Dentre todos os trechos, o Baixo Taquari foi o que apresentou maiores intervenções antrópicas e com somente 12% de fragmentos florestais. O trecho foi bastante explorado pela agricultura (47%) e pela pecuária (26%), no entanto áreas abandonadas em diferentes estágios sucessionais também foram verificadas (12%). Ainda, espelhos d'água (2%) e ocupação humana (1%) contribuíram com menor parcela. Sob influência direta do nível do reservatório, o Baixo Taquari apresentou largura variável (entre 250 e 300 m), flutuação provavelmente relacionada ao regime operacional da usina (Figura 2.10).

Figura 2.10 – Mapa de uso e ocupação do trecho Baixo Taquari

Considerações finais

A bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, onde está inserido o reservatório de Jurumirim e seus tributários, dispõe de extraordinário potencial agropecuário, turístico, hídrico e energético. A região, contudo, ainda apresenta características ambientais bem preservadas, sendo considerada uma região de conservação. Dessa maneira, o conhecimento das características do meio físico do reservatório de Jurumirim é considerado como base para orientar as atividades econômicas de forma sustentável, recuperando e respeitando o importante patrimônio natural existente na região.

3
Os fatores abióticos

Jaciara Vanessa Krüger Paes, Jamile Queiroz de Sousa e Gianmarco Silva David

A água é um recurso natural renovável fundamental à manutenção da vida que tem se tornado mais escasso nas últimas décadas. A demanda por água está relacionada ao desenvolvimento humano e à melhoria da qualidade de vida. A rede hidrográfica do sudeste brasileiro recebe demanda de usos múltiplos que transformaram de forma intensa esses ecossistemas, tais como irrigação, abastecimento urbano, produção industrial, aquicultura, pesca, lazer e, principalmente, a produção de energia elétrica (Tundisi, 2003).

O aumento da demanda por energia hidroelétrica está diretamente relacionado ao crescimento populacional e a avanços técnico-industriais, especialmente nas regiões mais densamente povoadas, sendo a principal fonte de energia da matriz energética brasileira (Aneel, 2005; Agostinho et al., 2007). É considerada uma fonte de energia limpa, apesar de todas as consequências ecológicas negativas inerentes ao barramento dos rios para a sua produção e das importantes emissões de gases de efeito estufa na fase de enchimento dos reservatórios.

Nos rios, em condições naturais, há a predominância da dimensão longitudinal, definida pelo fluxo unidirecional (nascente-foz), responsável pela exportação de produtos gerados ao longo de sua bacia de drenagem (Petts; Amoros, 1996; Brigante; Espíndola, 2003), e a distribuição da biota aquática, direta ou indiretamente, é influenciada pelos gradientes abióticos dos rios (Brigante; Espíndola, 2003), visto que esse é um integrador de paisagens e acumulador de processos e fenômenos naturais.

Os barramentos causam uma série de impactos antrópicos, positivos e negativos, bem conhecidos no meio científico (Tundisi, 1999; Straškraba; Tundisi, 2000; Tundisi; Tundisi, 2008).

Em relação aos impactos negativos, esses são de especial interesse na área ambiental e ecológica, pois quando do barramento do rio e a formação do lago artificial da usina hidrelétrica, há a perda do gradiente contínuo do rio, com reflexos nas condições físicas, químicas e biológicas desse "novo" sistema (Bianchini Jr., 1994; Tundisi; Tundisi, 2008), afetando a estrutura e função das comunidades aquáticas e as condições limnológicas, local e regionalmente.

A conversão de um sistema lótico em lênticos altera todo o contexto original das características do rio, modificando desde o regime hidrológico e o clima, até os ciclos biogeoquímicos (Tundisi; Tundisi, 2008). Os componentes bióticos e abióticos da água e sedimento são também afetados pelos barramentos (Straškraba; Tundisi, 2000), alterando variáveis ambientais tais como os nutrientes na água e nos sedimentos, materiais em suspensão, a biomassa do fitoplâncton, composição e distribuição dos elementos da biota aquática, como o fitoplâncton, zooplâncton e peixes.

Isso se deve a fragmentação física permanente do rio, que passa a funcionar de modo não natural, segundo o mecanismo operacional da usina, que visa a otimização do processo de geração de energia. Constatam-se assim modificações na velocidade do fluxo da água, processos de sedimentação, produção primária (material autóctone) e aporte de material alóctone, além da sazonalidade da variação do nível da represa, que afeta todas as variáveis acima mencionadas.

O lançamento de nutrientes aos rios é impacto adicional aos barramentos, que resulta na deterioração da qualidade das águas, acelerando o processo de eutrofização. A eutrofização é um processo que ocorre naturalmente nos corpos hídricos, de forma lenta e contínua, pois é o resultado do aporte de nutrientes por meio de chuvas e pelas águas superficiais via erosão e lixiviação no meio terrestre (Esteves, 1998). Contudo, atividades antrópicas tendem a acelerar consideravelmente esse processo, com a introdução de nutrientes nos corpos hídricos, fazendo que a capacidade de autodepuração dos ecossistemas seja excedida, resultando no aumento da biomassa fitoplanctônica, geralmente percebido por alterações visuais na coloração e odor da água e com a proliferação de

cianobactérias, comprometendo a qualidade e aumentando os custos de tratamento para atingir qualidade adequada para o consumo humano (Tundisi; Tundisi, 2008).

Além da exploração do lago da usina para múltiplas atividades humanas, frequentemente há o despejo de efluentes urbanos, industriais e oriundos das atividades agropastoris, somando-se ao longo de toda a bacia hidrográfica, terminando por acelerar de forma significativa não só os processos de eutrofização, mas também o assoreamento do leito dos rios e a contaminação da biota aquática (Agostinho et al., 2007). A existência de tributários (trechos livres) a montante da barragem da represa importa de diversas formas, pois nesses trechos geralmente notam-se características limnológicas mais próximas das condições naturais lóticas originais, com maior declividade e velocidade da corrente, predomínio de material alóctone, menor sedimentação de sólidos suspensos, presença de lagoas marginais, dentre outras, que permite a persistência de elementos da biota aquática, principalmente de espécies reofílicas.

Do tipo dendrítico, Jurumirim funciona como bacia de acumulação e regulador da disponibilidade de água para os demais reservatórios a jusante. A represa de Jurumirim foi selecionada para o estudo por ser a primeira das cascatas de reservatórios de usinas hidrelétricas instaladas no eixo principal do rio Paranapanema, apresentando ainda tributários livres de barramento a montante de sua barragem, e pelo baixo grau de trofia de suas águas (indicador de qualidade ambiental). Assim, foram eleitos para o estudo quatro compartimentos: a própria represa (REP) e três de seus principais tributários – ribeirão dos Veados (VEA), rio Paranapanema (PAR) e rio Taquari (TAQ), amostrado nos trechos Alto, Médio e Baixo de cada um dos compartimentos, e também em duas lagoas marginais no rio Paranapanema (LAG1 e LAG2, situadas nos trechos Alto e Médio do rio, respectivamente). Na questão ambiental, esse delineamento amostral tinha por objetivo verificar a existência ou não de gradientes longitudinais através das variáveis abióticas (pH, temperatura, oxigênio, transparência, material em suspensão, dentre outros) e bióticas (Clorofila-a, peixes e parasitas), assim como inferir o(s) local(is) com maior integridade ambiental na porção do Alto rio Paranapanema. Informações mais detalhadas estão expostas no Capítulo 1 deste livro.

Em razão do baixo teor de nutrientes na coluna d'água (especialmente nitrogênio e fósforo), essa represa é classificada como oligo a mesotrófica.

Contudo, considerando o progressivo impacto antrópico sobre esse ecossistema aquático, é necessário um monitoramento constante da qualidade da água do reservatório, em especial no que se refere aos novos usos a demandar os serviços ambientais de diluição e depuração desse ambiente, particularmente nao que se refere ao despejo de efluentes e a criação de peixes em tanques-rede, atividade em plena expansão nos reservatórios de hidrelétricas no estado de São Paulo.

As informações limnológicas apresentadas no presente estudo foram obtidas a partir de incursões trimestrais a campo, no período de abril de 2011 a janeiro de 2013 (oito coletas), com a obtenção de amostras de água e sedimento, além de medições *in situ* dos seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido (DO, em $mg.L^{-1}$), pH, temperatura (t, em °C) e condutividade elétrica (K25, em $\mu S.cm^{-1}$), aferidos com uma sonda multiparâmetros Horiba U-22; profundidade máxima local (WD, em m) e a transparência da água (WT, em m), com um profundímetro e Disco de Secchi, respectivamente.

Amostras de água foram recolhidas próximas à superfície da coluna d'água para a determinação, por espectrofotometria, dos teores de nutrientes totais (nitrogênio – TN e fósforo – TP, em $\mu g.L^{-1}$) e da biomassa do fitoplâncton, medida indiretamente pelo teor de clorofila-*a* (Chla, em $\mu g.L^{-1}$) (Golterman et al., 1978); e por gravimetria, a quantidade de material sólido em suspensão (SM, em $mg.L^{-1}$) (Teixeira; Tundisi; Kutner, 1965).

O sedimento foi coletado com um pegador de Van Veen (área = 308 cm^2) para análises de granulometria e teor de matéria orgânica, determinadas segundo Wentworth (1922) e Suguio (1973). Na análise granulométrica, os grãos do sedimento foram classificados como: (-1 [--0) areia muito grossa; (0 [--1) areia grossa; (1 [--2) areia média; (2 [--3) areia fina; (3 [--4) areia muito fina e (> 4) limo+argila, e posteriormente, nas frações granulométricas predominantes para cada local, de acordo com Suguio (1973).

A Tabela 3.1 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos das variáveis ambientais estudadas em cada um dos quatro compartimentos (represa, ribeirão dos Veados, rio Paranapanema e rio Taquari) em seus trechos Alto, Médio e Baixo, e nas lagoas marginais do rio Paranapanema (LAG1 e LAG2). As pequenas variações nos fatores abióticos observadas entre os compartimentos e trechos não foram estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Na represa (REP), maiores concentrações de nitrogênio e fósforo foram observadas no seu trecho Alto, com tendência de decréscimo nos trechos

Tabela 3.1 – Valores médios (desvios-padrão) das variáveis ambientais nos compartimentos represa e seus tributários – trechos alto, médio, baixo e lagoas marginais (LAG1 e LAG2) do rio Paranapanema –, no período estudado

Variá-veis/ Com-parti--mentos	Represa de Jurumirim			Rio Paranapanema					Ribeirão dos Veados			Rio Taquari		
	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo	LG1	LG2	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo
Zmáx	8,46± 1,03	7,27± 3,23	20,61±6,67	5,58± 1,44	5,69± 2,10	8,46± 1,03	2,03± 0,57	2,18± 1,00	1,89± 0,49	4,91± 1,48	6,72± 1,17	2,47± 0,78	3,00± 0,77	3,65± 1,11
ZDS	0,53± 0,31	1,21± 0,53	3,00± 0,98	0,57± 0,41	0,52± 0,32	0,53± 0,31	1,05± 0,48	0,69± 0,40	0,82± 0,42	0,91± 0,49	1,02± 0,46	0,57± 0,15	0,75± 0,30	0,81± 0,32
Temp	22,0± 3,00	24,4± 3,57	23,6± 3,97	22,3± 3,05	22,5± 2,82	22,0± 3,00	24,4± 3,57	24,4± 3,10	23,0± 3,95	25,1± 3,96	24,3± 3,40	22,3± 3,41	22,5± 3,67	22,5± 3,75
OD	8,05± 1,56	8,66± 1,74	8,19± 1,25	8,09± 1,30	7,97± 1,35	8,05± 1,56	6,52± 1,14	7,44± 1,37	7,41± 1,30	8,10± 0,95	8,14± 1,18	7,77± 2,50	7,19± 2,76	7,02± 2,58
pH	6,61± 0,33	6,82± 0,61	7,24± 0,44	6,54± 0,51	6,71± 0,31	6,61± 0,33	6,26± 0,50	6,81± 0,42	6,70± 0,34	6,81± 0,63	6,73± 0,35	6,97± 0,47	6,87± 0,50	6,91± 0,40
K25	74,95± 40,54	61,38± 23,68	58,38± 6,98	70,92± 35,73	70,88± 37,03	74,95± 40,54	53,17± 25,95	64,38± 31,79	54,92± 31,90	53,54± 28,29	56,13± 26,12	103,43± 30,14	87,75± 18,57	85,42± 17,10
Cloro-a	2,13± 2,61	1,80± 1,69	1,36± 1,50	2,22± 2,06	1,36± 1,31	2,13± 2,61	3,38± 2,93	3,59± 3,14	2,19± 2,64	1,89± 1,65	3,03± 4,02	0,82± 0,65	1,04± 0,71	1,98± 3,31
MSS	21,40± 17,74	2,05± 2,51	0,62± 0,28	39,36± 40,81	31,99± 28,30	21,40± 17,74	12,22± 10,66	11,48± 13,94	5,47± 3,69	4,76± 3,75	5,45± 7,65	27,24± 16,57	16,79± 8,53	9,85± 8,38
N – total	636,36± 101,15	442,2± 81,01	374,2± 77,64	632,8± 170,53	665,1± 84,06	636,3± 101,15	280,8± 64,50	469,8± 122,29	324,7± 103,83	418,7± 105,62	414,0± 85,86	639,53± 125,16	577,78± 167,15	576,7± 156,98
P – total	25,72± 11,87	21,02± 9,26	13,39± 7,67	37,12± 18,18	29,09± 12,03	25,72± 11,87	25,39± 10,77	32,32± 14,19	28,45± 17,89	22,98± 7,83	22,84± 7,69	31,94± 10,71	28,62± 17,30	27,28± 14,82

Sendo: Zmáx= profundidade máxima (m); ZDS= transparência do disco de Secchi (m); Temp= temperatura da água (°C), OD= oxigênio dissolvido na água (mg.L^{-1}); K25= condutividade elétrica da água (µS.cm^{-1}); Cloro-a= teor de clorofila-a (µg.L^{-1}); MSS= material sólido suspenso (mg.L^{-1}); N-total= nitrogênio total na água (µg.L^{-1}); N- total= fósforo total na água (µg.L^{-1}).

Médio e Baixo, o mesmo sendo verdadeiro para condutividade, material em suspensão e clorofila-a. A transparência da água foi inversamente proporcional ao conteúdo de material em suspensão e clorofila-a, ocorrendo melhoria na transparência da água no sentido Alto-Baixo. Maior concentração de DO ocorreu no trecho Médio da represa (média = 8,7 $mg.L^{-1}$), mas em geral, essa se manteve com valores próximos a 8,0 $mg.L^{-1}$, ideal para a biota aquática.

O rio Paranapanema apresentou bons valores de oxigênio dissolvido ao longo de todo o rio (média = 8,0 $mg.L^{-1}$), constatando-se menor disponibilidade em suas lagoas marginais (6,5 a 7,4 $mg.L^{-1}$ de DO, em média). Condutividade, sólidos em suspensão e concentração de fósforo foram maiores no trecho Alto Par, decaindo no sentido da desembocadura do rio na represa. Nas lagoas marginais, a LAG1 apresentou menor concentração de nutrientes totais em relação a LAG2, situada a montante da primeira.

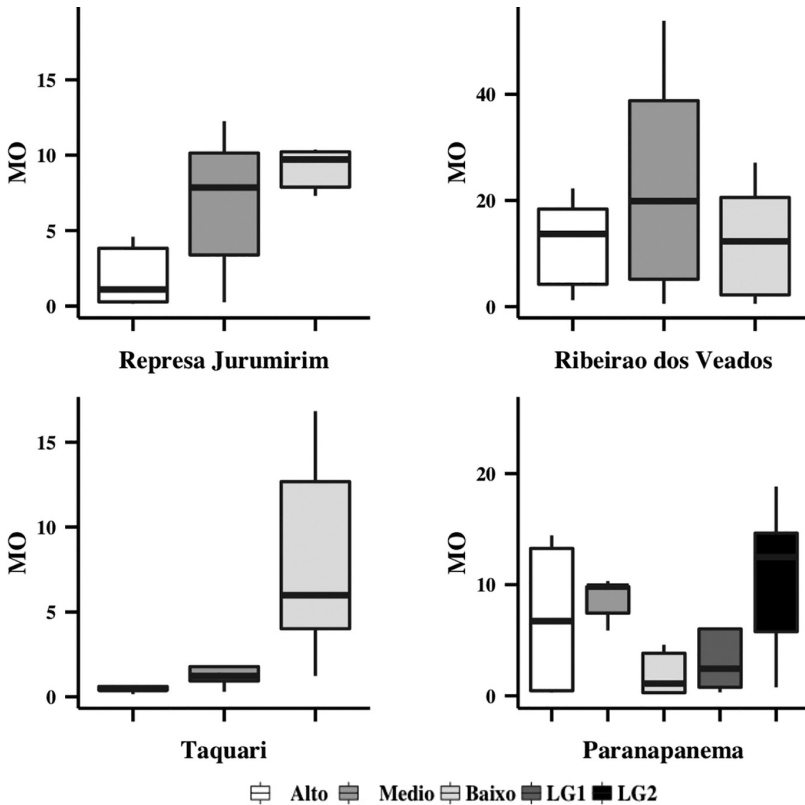
No ribeirão dos Veados, destaque para as médias de nitrogênio, condutividade e clorofila-a no trecho VEA-Baixo e fósforo, no VEA-Alto. A disponibilidade média de DO foi semelhante entre os trechos, sendo um pouco inferior no VEA-Alto.

No rio Taquari observou-se uma tendência de decréscimo no sentido Alto-Baixo nos seguintes parâmetros: nutrientes, condutividade, teor de clorofila e material em suspensão e oxigênio dissolvido.

A Figura 3.1 apresenta informações a respeito do conteúdo de matéria orgânica (MO) no sedimento. Um maior percentual de MO ocorreu nos trechos Baixos da represa de Jurumirim e do rio Taquari, com tendência de acréscimo no sentido Alto-Baixo em cada compartimento.

No entanto, o mesmo padrão não é observado para o ribeirão dos Veados, pois, nesse caso, o maior percentual de MO foi registrado no seu trecho Médio, em comparação aos demais trechos, e também no rio Paranapanema, onde se observou um decréscimo do percentual de MO no sentido Ato-Baixo, no eixo longitudinal do rio. Em relação às lagoas marginais, percebe-se que essas possuem diferenças entre o conteúdo de MO, e a LAG2, situada na porção média do rio, apresentou maior percentual de MO em comparação a LAG1 (no trecho Alto do rio).

Na análise da distribuição granulométrica temporal do sedimento entre os diferentes compartimentos e trechos de Jurumirim (Figura 3.2), constatou-se uma consideravel diferença em relação ao diâmetro de grão

Figura 3.1 – Variação espacial do teor de matéria orgânica do sedimento (%) nos diferentes trechos da represa de Jurumirim e em seus tributários

de sedimento de fundo, entre os trechos e os meses analisados. De modo geral, houve uma predominância de limo-argila, areia fina e areia grossa, que, quando agrupados, representaram mais de 50% da composição total. Houve também um aumento de limo-argila, em percentual e valor de phi (> 4) nas zonas de desembocadura dos tributários Veados e Taquari (trechos Baixos), em toda a represa e nas lagoas marginais do rio Paranapanema (acima de 50%). A ausência de limo-argila e a predominância de areia média no TAQ Alto fizeram desse o trecho com menor similaridade em relação aos demais. Cabe ressaltar que agosto/12 foi um mês atípico para os compartimentos e trechos TAQ Alto, e TAQ Médio e VEA Alto. Novamente, cabe ressaltar que as diferenças acima apontadas foram apenas numéricas, não sendo comprovadas por meio de testes estatísticos ($p > 0,05$).

Uma análise multivariada dos componentes principais (PCA) foi empregada para coordenar pontos de amostragens em relação às variáveis de qualidade da água e sedimento de fundo. As variáveis tinham diferentes unidades de medida, por isso a matriz de produtos cruzados foi baseada na correlação, resultando em um coeficiente de ponderação igual de todas as respostas (Greig-Smith, 1983). As variáveis ambientais mais importantes, selecionadas a partir da PCA, foram então analisadas quanto à sua distribuição espacial ao longo dos trechos e compartimentos.

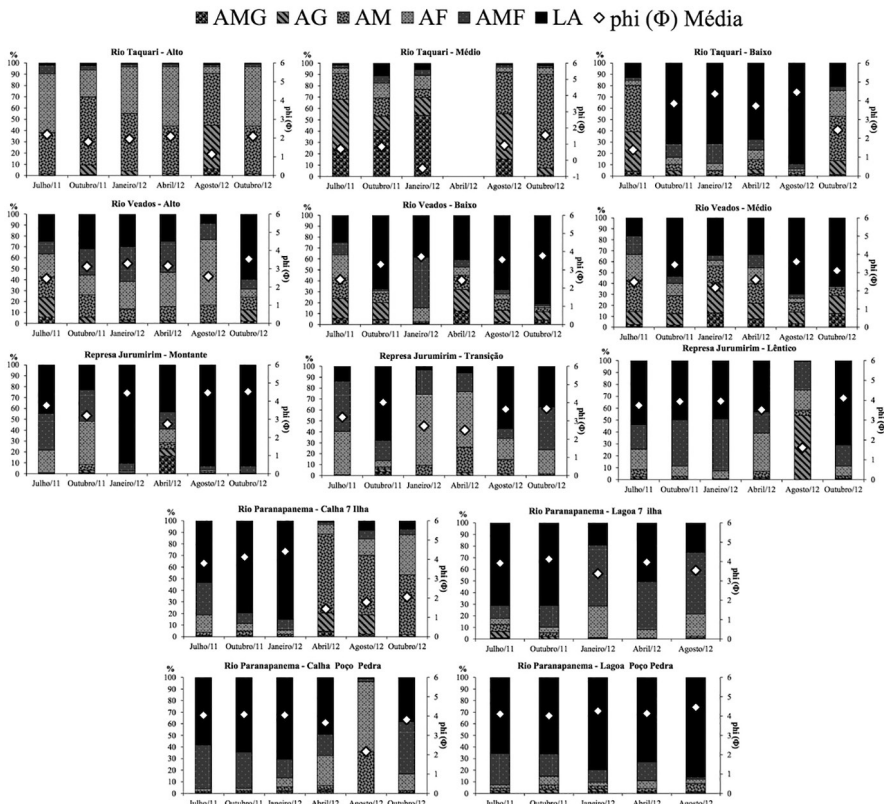
Figura 3.2 – Proporções de classes de diâmetro (%) e medida de tendência central (PhiΦ) de grãos de sedimento do fundo para cada trecho do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários (rio Paranapanema, ribeirão dos Veados e rio Taquari). Classes: AMG (areia muito grossa), AG (areia grossa), AM (areia média), AF (areia fina), AMF (areia muito fina), LA (limo+argila).

A Figura 3.3 exibe o resultado da Análise de Componentes Principais, realizada com 17 parâmetros biótico/abióticos da represa de Jurumirim (REP1= Alto; REP2= Médio e REP 3= Baixo) e tributários (ribeirão dos Veados: VEA1= Alto; VEA2= Médio e VEA3= Baixo; Taquari: TAQ1= Alto; TAQ2= Médio e TAQ3= Baixo; Rio Paranapanema: PAR1= Alto; PAR2= Médio; PAR3= Baixo; e lagoas LAG1 e LAG2). Essa análise conseguiu explicar 61% da variação dos dados nos dois primeiros eixos (Tabela 3.2). Notam-se diferenças na distribuição entre ambientes mais lênticos, que foram claramente separados pelo eixo 1, com os trechos lóticos

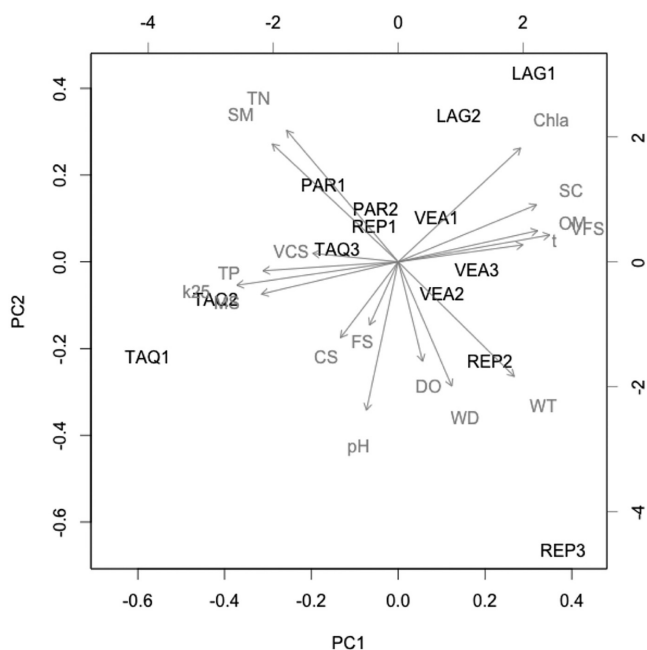
Figura 3.3 – Análise de componentes principais (PCA). Plot das variáveis abióticas mensuradas ao longo dos compartimentos da represa de Jurumirim. As variáveis ambientais são indicadas por vetores: Chla – Clorofila-a; DO – oxigênio dissolvido; k25 – condutividade elétrica; TN – nitrogênio total; TP – fósforo total; pH – pH da água; t – temperature da água; WD – profundidade; WT – transparência da água, SM – material em suspensão; textura de sedimento de fundo: VCS – areia muito grossa; CS – areia grossa, MS – areia media, FS- areia fina, VFS – areia muito fina; OM – matéria orgânica do sedimento

no lado negativo desse eixo. As relações lineares (r de Pearson) entre os escores PCA e as variáveis individuais indicaram que o eixo 1 esteve negativamente correlacionado com maior valores de condutividade elétrica (r = -0,90), fósforo total (r = -0,75) e material em suspensão (r = -0,70). E no lado positivo desse eixo, os ambientes aquáticos lênticos foram associados com ao conteúdo de areia muito fina (r = 0,84), silte e argila (r = 0,77) e temperatura (r = 0,69). O eixo 2 refletiu a relação positiva com as variáveis: pH (r = -0,82), profundidade máxima (r = -0,69) e transparência da água (r = -0,64), associados ao trecho Baixo da represa (REP3).

Tabela 3.2 – Scores dois primeiros da análise de componentes principais (r de Pearson) das variáveis abióticas sobre a proporção da variância explicada por cada componente e proporção aculmulativa da variância explicada

Componentes	**PC1**
Autovalores	6,56
Proporção de variância	0,39
% aculmulativa	0,39
Variáveis ambientais	
t	0,69
pH	-0,18
K25	-0,90
DO	0,14
WT	0,64
WD	0,30
Chla	0,68
TP	-0,75
TN	-0,62
SM	-0,70
VCS	-0,47
CS	-0,32
MS	-0,76
FS	-0,16
VFS	0,84
SC	0,77
OM	0,77

Considerações finais

Os fatores abióticos analisados na represa de Jurumirim e tributários, nos diferentes trechos, mostraram uma pequena variação temporal e espacial, durante os dois anos do estudo, que provavelmente se trata de uma sazonalidade natural.

A baixa concentração de nutrientes dissolvidos favorece a manutenção da qualidade de suas águas e do baixo grau de trofia.

A secção dos rios e represa em Alto, Médio e Baixo, levando em consideração os aspectos limnológicos desse sistema, não se evidencia na prática, pois não há variação suficiente entre os parâmetros analisados que justifique tal divisão.

A limnologia aplicada a este estudo teve por finalidade coletar informações que pudessem ser empregadas como métrica do Índice de Integridade Biótica da represa de Jurumirim (ver Capítulo 9), mas em razão da baixa variabilidade dos dados, esses foram descartados das métricas finais.

4
Composição e estrutura da ictiofauna

Jamile Queiroz de Sousa, Felipe Pontieri de Lima,
André Batista Nobile, Diogo Freitas-Souza, Ana Carolina Souto,
Jaciara Vanessa Krüger Paes e Heleno Brandão

Atualmente existem cerca de 33.100 espécies de peixes (cartilaginosos e ósseos) descritas e catalogadas na plataforma *online* do Fishbase (Froese; Pauly, 2011), que são encontradas nos mais diversos tipos de hábitats, desde profundos oceanos, lagos, rios de correnteza forte, riachos de fluxos rápidos, até pequenas poças d'água no deserto (Pough et al., 2008). Esse elevado número de espécies reflete as especializações desses vertebrados para essa variedade de hábitats. Nos ecossistemas de água doce do Brasil, é observada em larga escala. Buckup et al. (2007) registraram a ocorrência de 2.587 espécies de peixes em rios brasileiros, demonstrando a partir do elevado número de espécies a importância de estudos ictiológicos.

A interrupção do curso natural do rio para construção de barragens, principalmente para fins de produção de energia elétrica, causa alterações na dinâmica físico-química da água e na quantidade de hábitats e recursos disponíveis para biota, provocando alterações na estrutura da ictiofauna, como o favorecimento de peixes generalistas (Freeman et al., 2001) e a depleção de espécies especialistas e migratórias (Agostinho et al., 2011; Naik; Jay, 2011).

De acordo com Agostinho et al. (2015), as comunidades de peixe de reservatórios são o resultado dos processos que afetaram anteriormente aquelas que habitavam o segmento fluvial que sofreu o represamento. Algumas espécies tornaram-se adaptadas, enquanto outras sofreram diminuição ou até mesmo a extinção local (por exemplo, espécies migratórias de longa distância (Agostinho et al., 2004)), pois não conseguem completar

suas estratégias de ciclo de vida após essas mudanças drásticas, modificando, assim, a diversidade e a composição das espécies (Araújo-Lima et al., 1995), uma vez que os reservatórios fornecem menos micro-hábitats (Fernando; Holčík, 1985).

Além dos impactos supracitados na composição da fauna de peixes da área de influência da represa de Jurumirim, outros impactos também reduzem a sua diversidade, tais como a introdução de espécies não nativas (Brandão et al., 2009) e a criação de peixes em sistemas de tanques-rede, considerada uma outra fonte de impacto por lançar grandes quantidades de alimento na água e por proporcionar escapes de espécies não nativas corrompendo o ambiente (Brandão et al., 2012; 2013a, b; Ramos et al., 2008; 2013).

Sabendo que a contínua construção de represas e a introdução de espécies modificam a estrutura das assembleias de peixes e promovem a extinção de espécies antes mesmo do conhecimento do homem, é evidente a importância de se implantar inicialmente os inventários ictiológicos nesses ambientes impactados. Esse tipo de monitoramento de forma permanente em represas artificiais possibilita eficiente gerenciamento da fauna e dos usos múltiplos das represas, que faz parte de um dos seis fundamentos da Lei das Águas (9.433/1997). Isso associado aos estudos de estimativas de diversidade melhora a compreensão dos ecossistemas aquáticos e quantifica o *status* de conversação das espécies.

As represas artificiais são estruturadas ao longo de um contínuo com início na região de influxo do rio até atingir a barragem, onde se observam três zonas distintas: zonas fluvial, zona de transição ou intermediária e zona lacustre (Fernando; Holčík, 1991), que se diferenciam quanto às propriedades físicas, químicas e biológicas da água (Thornton et al., 1990; Pagioro et al., 2005). O processo predominante e o transporte de sedimento são caracterizados pelo fluxo intenso da água e a baixa produtividade primária na zona fluvial. A zona de transição apresenta elevada produtividade primária, diminuição da velocidade da corrente e aumento da penetração da luz. Na zona lacustre, próxima à barragem, o tempo de residência da água é elevado, e são registradas baixas concentrações de nutrientes dissolvidos e baixa produtividade (Zanata; Espindola, 2002).

Cada zona da represa (fluvial, transição e lacustre) apresenta suas peculiaridades conforme a contribuição da área e influência antrópica. Portanto, cada zona comporta-se como uma hidrofisionomia diferente no que se

refere a compartimentos físicos, químicos e biológicos, mas todos interligados pelos canais de rios e capacidade de drenagem dos efluentes, apresentando, consequentemente, diferentes abundâncias e números de espécies de peixes por ambiente.

Com isso podemos considerar que os reservatórios são ambientes ecologicamente heterogêneos com a estrutura e a dinâmica intermediárias entre os rios e lagos (Araújo-Lima et al., 1995; Esteves, 1998; Barrela; Petrere Jr., 2003), e neste presente estudo exploramos a região da represa de Jurumirim como um "complexo" de ambientes distintos onde a fauna de peixes é distribuída.

Do ponto de vista que tributários e lagoas marginais apresentam características preservadas do pré-represamento, ainda conservam espécies de peixes remanescentes de sistema fluvial inicial (Castro et al., 2003; Kurchevski, 2012; Sousa, 2013) e com isso, acreditamos que a estimativa de diversidade de espécies de peixes varia entre distintos tipos de hidrofisionamia de Jurumirim. O objetivo deste estudo foi apresentar o inventário e a distribuição espacial da ictiofauna da área de influência da represa de Jurumirim Alto Paraná, Brasil.

Captura dos peixes e análises efetuadas

As coletas de peixes foram realizadas em quatro compartimentos: represa (REP), ribeirão dos Veados (VEA), rio Taquari (TAQ) e na calha do rio Paranapanema (PAR) e em duas de suas lagoas marginais (LAG 1 e LAG2).

Com exceção das lagoas marginais que foram amostradas em um único ponto, todos os demais compartimentos mencionados foram amostrados em três trechos situados ao longo do gradiente longitudinal do rio e da represa, denominados Alto, Médio e Baixo. Em cada trecho utilizaram-se dois conjuntos de redes de malhas menores (de malhas de 3,4, 5, 6 e 7 cm, entre nós opostos) e dois conjuntos de redes de malhas maiores (de malhas 7, 8, 10, 12 e 14 cm, entre nós opostos), com altura e tamanhos conhecidos (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Altura, comprimento e área (m^2) das redes de espera utilizadas na captura de dos peixes

Rede	Altura (m)	Comprimento (m)	Área (m^2)
RM3	1,44	20	28,80
RM4	1,52	20	30,40
RM5	1,50	20	30,00
RM6	1,50	20	30,00
RM7	1,75	20	35,00
RM8	2,00	20	40,00
RM10	1,70	20	34,00
RM12	1,56	20	31,20
RM14	2,00	20	40,00

As redes foram amarradas umas às outras, em ordem crescente de tamanho de malha, a partir da região litorânea, junto à vegetação, enquanto as redes de malhas maiores eram instaladas em locais de maior profundidade, em ordem crescente de tamanho das malhas. As redes eram instaladas no final da tarde e recolhidas na manhã seguinte, ficando expostas por aproximadamente 12 horas.

Após o desmalhe dos peixes, esses eram separados em sacos plásticos devidamente identificados quanto ao ponto amostral. Os peixes destinados à análise parasitológica eram individualizados já no momento de retirada da rede e seguiram processamento específico.

De cada exemplar eram tomadas as medidas de comprimento padrão (cm) e peso (g), com o auxílio de um paquímetro e de uma balança de precisão. Após a análise biométrica, era feita a dissecção dos peixes para a retirada dos estômagos e observação do sexo e estádio de maturação das gônadas.

Especificamente para a análise determinação da composição e estrutura da ictiofauna da represa de Jurumirim e de seus principais tributários, os trechos foram agrupados e tratados por compartimento, a saber: REP = represa de Jurumirim; TAQ = rio Taquari; VEA = ribeirão dos Veados e PAR = calha do rio Paranapanema e LAG= lagoas marginais do rio Paranapanema (LAG1 e LAG2).

Outros aparatos de captura como rede de arrasto e peneirão também foram empregados com o intuito de complementar as informações sobre a

diversidade de espécies obtidas com as redes de espera, em razão da seletividade de tal aparato de captura, particularmente para a captura dos Ciclídeos. Esses aparatos foram utilizados junto à região litorânea e vegetação, padronizando-se seis lances por ponto amostral. Em razão das características fisiográficas da calha do Paranapanema, não foi possível executar a coleta com esses aparatos.

Análise dos dados

Composição das espécies: A composição da ictiofauna do complexo Jurumirim (REP; TAQ; VEA; PAR, LAG1 e LAG2) foi definida a partir da utilização das capturas provenientes dos diversos aparatos de captura (arrasto, redes de espera e peneira). Já para os índices comparativos, foram utilizadas apenas as espécies capturadas nas redes de espera a partir dos valores de CPUE.

Frequência relativa de ordens e famílias: Os dados de abundância das ordens e famílias foram apresentados por meio de gráficos de frequência relativa. As ordens foram apresentadas em dois gráficos, um de frequência relativa de abundância total e o outro com suas devidas proporções entre os diferentes trechos amostrais. Para caracterizar a composição das famílias, será apresentada uma tabela com o número de espécies de cada família por trecho, além de um gráfico de abundância relativa das famílias por trecho.

Captura por unidade de esforço: Para as análises de frequências relativas das ordens e famílias por trechos foram utilizadas as espécies capturadas apenas nas redes de espera utilizando-se os dados padronizados pela CPUE.

$CPUE = (n*1000m^2/12h)$

Onde n = ao número total de indivíduos capturados; 1000 m^2 de rede; 12 horas de exposição.

Constância de captura: A composição da ictiofauna foi determinada para caracterizar eventual variação espacial. Foram obtidos os valores de constância de captura para cada espécie e cada ambiente, calculados a partir da fórmula $C = p \times 100/P$ (Dajoz, 1978), na qual C é o valor da constância da espécie, p é o número de coletas contendo a espécie e P o número total de coletas efetuadas. As espécies foram consideradas constantes quando

apresentaram $C > 50$ (assinalada pelo símbolo: +++), acessórias quando $25 \geq C \leq 50$ (++), acidentais quando $C < 25$ (+) e ausentes quando $C = 0$ ( ).

Ordenação NMDs: O método de ordenação Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) foi utilizado para demonstrar graficamente as matrizes de distância. Esse método foi proposto inicialmente por Kruskal (1964a, b). A NMDS parte de uma configuração inicial de pontos (amostras) alocados ao acaso em um número reduzido de dimensões, normalmente 2-D ou 3-D. Com base nessa distribuição inicial são calculadas novas distâncias, as quais são comparadas às originais e, através de um procedimento iterativo, as diferenças entre essas matrizes são minimizadas utilizando uma estatística denominada estresse (S). Quanto mais próximo de zero for o valor de S, menor a distorção e, portanto, melhor a representação das distâncias. Essa análise foi calculada no Software Primer, versão 6.0.

Atributos ecológicos: Para análise de atributos ecológicos foram utilizados o número total de indivíduos coletados, o número total ou riqueza de espécies, diversidade Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou, a fim de quantificar a distribuição da ictiofauna nos diferentes tipos de hábitats encontrados em Jurumirim, São Paulo.

O índice de diversidade Shannon-Wiener: ($H' = -\Sigma(pi.In\ pi)$), foi utilizado para medir a ordem ou desordem contida num dado sistema, sendo atribuído peso maior às espécies raras e é relativamente independente do tamanho da amostra, no qual: H' = diversidade de espécies; pi = proporção da espécie i na comunidade; Sendo: pi = (ni/N); ni = número de indivíduos da espécie i; N = número total de indivíduos (Krebs, 1989). A equitabilidade de Pielou que é derivada do Índice de Shannon-Wiener determinada com seguinte formula: ($J'=H'/Log_2S$), onde J' = equitabilidade (variando entre 0 e 1) (Krebs, 1989).

Um dendograma de similaridade foi utilizado para grupar os tipos de hábitats de acordo com a composição da assembleia de peixes. Esse foi gerado de acordo com a análise de cluster adotando a distância euclidiana e método de aglomeração "ward.D2" no pacote "stast" do programa R avaliados para uma matrix de números de espécimes para cada espécie (linhas) *versus* cada ponto amostral (colunas). Esse método foi escolhido por implementar o critério de agrupamento de Ward (1963) (Murtagh; Legendre, 2014). Segundo esse método, a cada etapa, os pares de clusters com o mínimo de distância entrecluster são mesclados, tendo em vista a presença

de dois sítios nos nossos estudos. Como esses sítios representam o mesmo tipo de ambiente (lagoa), sugerimos a hipótese de que esses eles apresentam composições de espécies similares. A partir disso, foi possível formar o primeiro grupo no cluster.

Para implementar o método de Ward, a cada passo deve-se encontrar o par de clusters que leva o aumento mínimo na variância total dentro do cluster após a fusão. O aumento é uma distância ao quadrado ponderada entre os centros de cluster. No primeiro passo, todos os aglomerados são únicos (aglomerados contendo um ponto único). Para aplicar um algoritmo recursivo sob essa função objetiva, a distância inicial entre objetos individuais deve ser proporcional ao quadrado da distância euclidiana.

As distâncias de cluster iniciais no método de mínima variância de Ward são, portanto, definidas como a distância euclidiana ao quadrado entre os pontos:

$$d_{ij} = d(\{X_i\},\{X_j\}) = ||Xi - Xj||^2.$$

Onde: X_i e X_j representam a composição da assembleia de peixes de cada ponto amostral.

Na área de estudo do Alto rio Paranapanema, que compreende o rio Paranapanema (Angatuba-SP), o ribeirão dos Veados (Itatinga-SP) e o rio Taquari (Taquarituba-SP), além do corpo da represa de Jurumirim e duas lagoas marginais, foram capturados com redes de espera, arrasto e peneirão 31.430 indivíduos pertencentes a 54 espécies de peixes (Tabela 4.2) distribuídas em cinco ordens e 15 famílias, totalizando 902,59 kg de biomassa total. Dessas, 50 (93%) são nativas da bacia do Alto rio Paraná e outras quatro (7%) são não nativas, sendo duas alóctones (*Cichla kelberi* e *Metynnis maculatus*) e outras duas exóticas (*Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*).

Tabela 4.2 – Composição geral (todos os aparatos) da ictiofauna da represa de Jurumirim

Ordem	Acrônimo	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
CHARACIFORMES							
Anostomidae							
Leporinus amblyrhynchus	Lamb	X					
Leporinus obtusidens	Lobt	X	X	X	X	X	X
Leporinus friderici	Lfri	X	X	X	X	X	X
Leporinus octofasciatus	Loct	X	X	X	X		
Leporinus striatus	Lstr	X	X	X	X		
Schizodon intermedius	Sint	X	X	X	X	X	X
Schizodon nasutus	Snas	X	X	X	X	X	X
Bryconidae							
Brycon orbignyanus	Borb			X			
Characidae							
Astyanax altiparanae	Aalt	X	X	X	X	X	X
Astyanax bockmanni	Aboc	X	X	X		X	X
Astyanax fasciatus	Afas	X	X	X	X	X	X
Astyanax scabripinnis	Asca	X					
Astyanax schubarti	Asch	X		X			
Bryconamericus iheringii	Bihe	X	X	X			X
Bryconamericus stramineus	Bstr	X	X	X			

Ordem	Acrônimo	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
Galeocharax knerii	Gkne	X	X	X	X	X	X
Hyphessobrycon eques	Hequ	X		X		X	X
*Metynnis maculatus**	Mmac	X		X		X	X
Odontostilbe microcephala	Omic					X	
Oligosarcus paranensis	Opar	X	X	X	X	X	X
Piabina argentea	Parg	X	X	X			X
Piaractus mesopotamicus	Pmes					X	X
Salminus hilarii	Shil	X	X	X		X	X
Serrapinnus notomelas	Snot	X	X	X		X	X
Serrasalmus maculatus	Smac	X	X	X	X	X	X
Crenuchidae							
Characidium zebra	Czeb		X	X			
Curimatidae							
Cyphocharax modestus	Cmod	X	X	X	X	X	X
Steindachnerina insculpta	Sins	X	X	X	X	X	X
Erythrinidae							
Hoplias intermedius	Hint	X		X			
Hoplias malabaricus	Hmal	X	X	X	X	X	X
Parodontidae							
Apareiodon affinis	Aaff	X	X	X	X		
Apareiodon piracicabae	Apir	X					

Ordem	Acrônimo	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
Prochilodontidae							
Prochilodus lineatus	Plin	X	X	X	X	X	X
CYPRINIFORMES							
Poeciliidae							
Phalloceros harpagos	Phar		X				
GYMNOTIGORMES							
Gymnotidae							
Gymnotus sylvius	Gsyl	X	X	X	X	X	X
Sternopygidae							
Eigenmannia trilineata	Etri		X				X
PERCIFORMES							
Cichlidae							
*Cichla kelberi**	Ckel	X		X			
Geophagus brasiliensis	Gbra	X	X	X		X	X
*Oreochromis niloticus**	Onil	X	X	X			
*Tilapia rendalli**	Tren	X	X	X			
SILURIFORMES							
Callichthyidae							
Callichthys callichthys	Ccal	X	X		X	X	X
Hoplosternum littorale	Hlit	X	X	X	X	X	X

Ordem	Acrônimo	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
Doradidae							
Rhinodoras dorbignyi	Rdor	X	X		X		
Loricariidae							
Hypostomus ancistroides	Hanc	X	X	X	X	X	
Hypostomus margaritifer	Hmar			X			
Hypostomus nigromaculatus	Hnig		X				
Hypostomus paulinus	Hpau		X		X		
Hypostomus regani	Hreg	X	X	X	X		X
Otothyropsis biamnicus	Obia		X				
Pterygoplichthys ambrosetti	Pamb			X	X		X
Pimelodidae							
Iheringichthys labrosus	Ilab	X	X	X	X		
Pimelodella avanhandavae	Pava	X	X	X	X		
Pimelodus maculatus	Pmac	X	X	X	X	X	X
Rhamdia quelen	Rque	X	X		X	X	

* Espécies consideradas não nativas.

Tabela 4.3 – Composição em termos de CPUEn e CPUEb da icitiofauna da represa de Jurumirim

CHARACIFORMES	REP		TAQ		VEA		PAR		LG1		LG2	
	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb
Anostomidae												
Leporinus amblyrhynchus	1.2	40.6										
Leporinus obtusidens	4.5	1008.3	0.2	145.5	3.4	373.1	3.2	1151.2	2.1	21.1	4.1	67.3
Leporinus friderici	1.9	212.1	1.7	336.0	5.0	876.7	4.0	636.4	1.9	32.1	2.2	50.4
Leporinus octofasciatus	0.3	54.4	0.6	63.2	0.1	3.6	0.1	13.6				
Leporinus striatus	0.2	4.9	1.0	26.7	0.4	10.1	0.1	2.0				
Schizodon intermedius	9.6	1508.8	0.2	18.1	11.7	1095.9	26.2	4823.8	36.3	2780.5	20.7	1339.9
Schizodon nasutus	8.0	1618.4	8.0	1883.2	8.7	1355.9	5.9	994.4	7.8	282.9	9.2	428.3
Bryconidae												
Brycon orbignyanus					0.1	194.2						
Characidae												
Astyanax altiparanae	8.7	156.5	8.7	202.7	5.0	78.9	8.7	212.0	2.1	7.8	6.0	25.4
Astyanax bockmanni			0.2	2.2					0.4	1.3	0.2	0.6
Astyanax fasciatus	26.6	464.9	19.7	334.2	8.9	142.2	12.7	243.1	0.2	0.4	0.6	2.7
Galeocharax knerii	8.1	541.0	1.4	281.9	6.2	383.3	14.3	1759.8	0.2	1.8	1.9	19.0
Metynnis maculatus	0.3	18.8			1.2	57.4			1.9	26.0	0.2	3.8
Oligosarcus paranensis	3.1	104.0	2.9	153.9	2.2	65.1	0.9	34.1	4.1	41.4	5.0	39.0
Piaractus mesopotamicus					0.1	23.6			0.4	18.3	0.2	54.7

CHARACIFORMES	REP		TAQ		VEA		PAR		LG1		LG2	
	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb
Salminus hilarii	0.2	73.9	2.7	1037.7	0.1	23.4			0.7	19.1	0.2	3.6
Serrasalmus maculatus	23.5	1075.9	8.1	363.7	25.7	1141.6	2.7	148.1	30.1	797.9	38.7	682.3
Curimatidae												
Cyphocharax modestus	11.8	379.7	122.6	2605.8	34.3	1474.3	5.4	246.5	40.2	603.8	39.1	463.4
Steindachnerina insculpta	15.2	483.0	8.9	237.9	17.6	533.9	6.2	164.3	25.6	215.6	20.2	159.9
Erythrinidae												
Hoplias intermedius	0.1	60.7			0.1	323.0						
Hoplias malabaricus	2.9	1173.7	3.0	1215.8	8.3	2728.6	2.3	982.5	10.8	1077.2	13.6	968.9
Parodontidae												
Apareiodon affinis			0.1	1.2	1.0	28.2	0.7	21.4				
Prochilodontidae												
Prochilodus lineatus	0.8	203.3	1.1	230.9	1.2	641.1	1.0	382.6	10.7	1264.4	1.5	129.3
GYMNOTIGORMES												
Gymnotidae												
Gymnotus sylvius	1.2	104.7	0.2	10.3	0.3	36.2	1.1	87.9	1.5	50.2	4.3	159.8
Sternopygidae												
Eigenmannia trilineata			3.3	367.7							0.2	1.5
PERCIFORMES												
Cichlidae												
Cichla kelberi	0.8	132.4			0.9	79.3						
Geophagus brasiliensis	0.5	16.4	0.1	6.0	1.1	45.6			1.5	18.1	1.9	24.8

CHARACIFORMES	REP		TAQ		VEA		PAR		LG1		LG2	
	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb	CPUE n	CPUEb
SILURIFORMES												
Callichthyidae												
Callichthys callichthys	0.2	18.9	4.2	322.1			0.4	32.2	0.2	5.1	0.6	15.2
Hoplosternum littorale	2.0	225.8	11.4	916.2	6.0	801.3	3.6	383.4	35.5	1220.9	47.5	1741.3
Doradidae												
Rhinodoras dorbignyi	0.1	6.9	0.6	13.7			3.6	102.6				
Loricariidae												
Hypostomus ancistroides	0.8	92.3	15.0	918.8	0.2	31.1	3.0	281.5	0.2	6.6		
Hypostomus margaritifer					0.1	17.0						
Hypostomus nigromaculatus			0.2	6.2								
Hypostomus paulinus			0.4	16.3			0.5	24.4				
Hypostomus regani	1.6	172.4	7.7	659.1	0.2	48.4	4.0	408.2			0.2	9.1
Otothyropsis biamnicus												
Pterygoplichthys ambrosetti					0.1	33.1	0.1	10.8			0.2	69.2
Pimelodidae												
Iheringichthys labrosus	7.1	236.5	2.3	111.6	2.9	120.8	0.3	13.6				
Pimelodella avanhandavae	0.5	11.8	1.5	42.5	0.1	2.5	0.4	11.2				
Pimelodus maculatus	7.5	744.2	3.5	748.4	17.9	2080.2	3.3	442.3	21.7	704.0	49.3	1367.6
Rhamdia quelen	0.1	15.1	2.4	705.7			0.6	118.3	0.2	16.9		

Das espécies listadas, 40 foram capturas com as redes de espera, totalizando 16.442 indivíduos distribuídos em quatro ordens e 14 famílias, com 1.055,46 kg de biomassa. Para essas espécies foi realizada a padronização da abundância numérica e de biomassa a partir do cálculo de captura por unidade de esforço (CPUE) de 1.000 m^2 de redes expostas por 12 horas (Tabela 4.3).

No total foram capturados 1.192,25 indivíduos por 1.000 m^2/12h, distribuídos em quatro ordens, e a ordem Characiformes foi a mais representativa, seguida de Siluriformes, Gymnotiformes e Perciformes (Figura 4.1).

Dentre as quatro ordens, foram registradas 14 famílias, sendo sete pertencentes à ordem Characiformes, duas à Gymnodontiformes, uma à Perciformes e quatro à Siluriformes. A riqueza por família apresentou pequena variação, como pode ser visto na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Riqueza de espécies para cada família taxonômica de peixes entre os diferentes trechos amostrais da represa de Jurumirim

	Família/trecho	REP	PAR	LAG 1	LAG 2	TAQ	VEA
Characiformes	Anostomidae	7	6	4	4	6	6
	Bryconidae	–	–	–	–	–	1
	Characidae	8	7	9	9	8	8
	Curimatidae	2	2	2	2	2	2
	Erythrinidae	2	1	1	1	1	2
	Parodontidae	1	1	–	–	1	1
	Prochilodontidae	1	1	–	–	1	1
Gymnotiformes	Gymnotidae	1	1	1	1	1	1
	Sternopygidae	–	–	–	1	1	–
Perciformes	Cichlidae	2	–	1	1	1	2
Siluriformes	Callichthyidae	2	2	2	2	2	1
	Doradidae	1	1	–	–	1	–
	Loricariidae	2	4	1	2	4	4
	Pimelodidae	4	4	2	1	4	3

Três famílias foram as mais representativas em abundância nos diferentes trechos estudados, sendo elas: Characidae, Curimatidae e Anostomidae, todas representantes da ordem dos Characiformes, demostrando o predomínio em abundância da ordem no presente estudo. A família Curimatidae foi a mais abundante nos trechos: LG 1, LG 2, TAQ e VEA. A

família Characidae foi mais abundante no trecho REP e no trecho PAR, no último a família Anostomidae apresentou a mesma proporção de abundância (Figura 4.3).

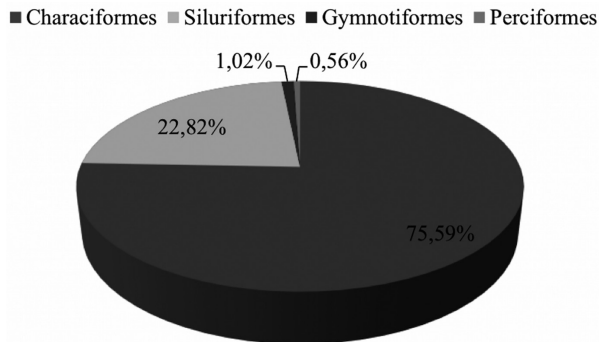
Figura 4.1 – Composição geral das ordens taxonômicas da ictiofauna da represa de Jurumirim

O padrão de composição das ordens entre os diferentes trechos amostrais não sofreu alteração, como pode ser visto no gráfico da Figura 4.2.

Figura 4.2 – Composição das ordens taxonômicas de peixes entre os diferentes trechos amostrais da represa de Jurumirim

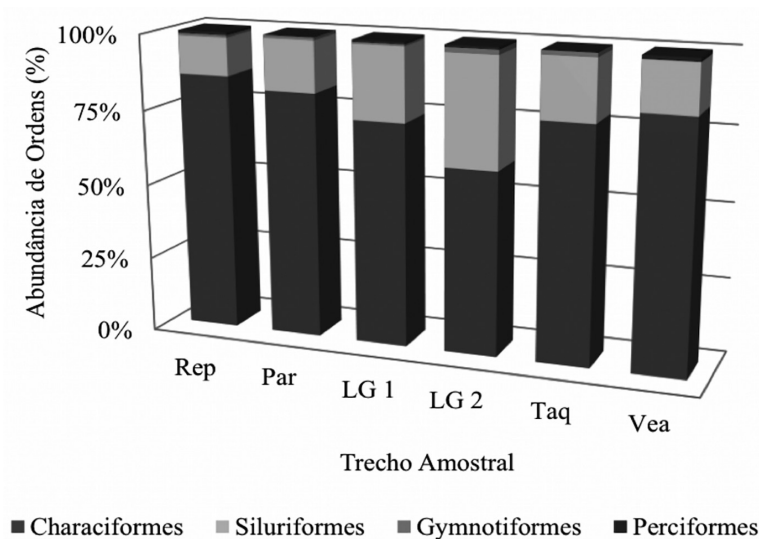
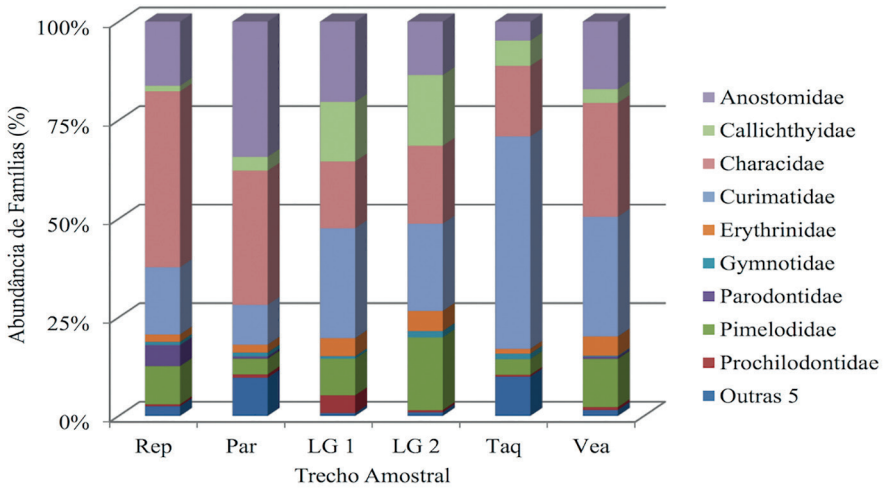



Figura 4.3 – Abundancias de famílias taxonômicas de peixes entre os diferentes trechos amostrais da represa de Jurumirim

Das 40 espécies registradas, nove delas (*C. modestus*, *H. malabaricus*, *H. littorale*, *O. paranensis*, *P. maculatus*, *S. intermedius*, *S. nasustus*, *S. maculatus* e *S. insculpta*) ocorreram nas seis estações amostrais, sendo essas consideradas constantes, ou seja, presente em todos os pontos e em mais de 50% das campanhas amostrais.

Sobre cada estação amostrada, o rio Taquari (TAQ) apresentou maior número de espécies constantes (21), seguido pelo rio Paranapanema (PAR) (20), ribeirão dos Veados (VEA) (18), represa (REP) (17), Lagoa 2 (LAG2) (12) e, por último, a Lagoa 1 (LAG1) com 11 espécies constantes, indicando que os dois primeiros rios oferecem um ambiente mais homogêneo, capaz de abrigar uma fauna mais característica. A REP e o VEA foram os locais com mais espécies acessórias, 12 e 9 espécies, respectivamente. Já as LAG2 e LAG1 tiveram mais espécies acidentais (9 e 7, respectivamente), permitindo supor que esses são os ambientes mais heterogêneos, que ora suportam um conjunto de espécies, ora outro, em razão de esses ambientes estarem presentes à frente da calha principal do rio, permitindo, assim, que as espécies realizem migrações laterais (Tabela 4.5).

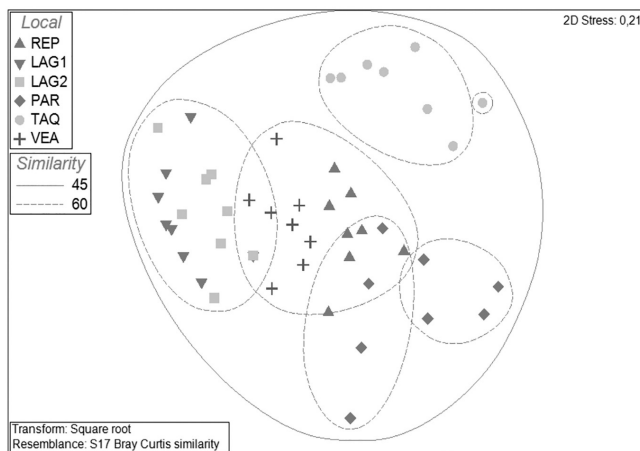
Tabela 4.5 – Constância de captura de espécies de peixes os diferentes trechos amostrais da represa de Jurumirim

Constante +++	Acessória ++		Acidental +		Ausente	
ESPÉCIES	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
Apareiodon affinis	+++	+	+++	++		
Astyanax altiparanae	+++	+++	+++	+++	++	+++
Astyanax bockmanni		++			+	+
Astyanax fasciatus	+++	+++	+++	+++	+	+
Brycon orbignyanus			+			
Callichthys callichthys	+	+		+	+	+
Cichla kelberi	++		++			
Cyphocharax modestus	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Eigenmannia trilineta		++				+
Galeocharax knerii	+++	+++	+++	+++	+	++
Geophagus brasiliensis	++	++	++		++	++
Gymnotus sylvius	++	+++	++	+++	+++	+++
Hoplias intermedius	+		+			
Hoplias malabaricus	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Hoplosternum littorale	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Hypostomus ancistroides	++	+++	++	+++	+	
Hypostomus margaritifer			+			
Hypostomus nigromaculatus		+				
Hypostomus paulinus		+		+		
Hypostomus regani	+++	+++	++	+++		+
Iheringichthys labrosus	+++	+++	+++	++		
Leporinus amblyrhynchus	++					
Leporinus friderici	+++	+++	+++	+++	++	++
Leporinus obtusidens	+++	++	+++	+++	++	+++
Leporinus octofasciatus	++	++	++	++		
Leporinus striatus	++	+++	++	+		
Metynnis maculatus	+		+++		++	+
Oligosarcus paranensis	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Piaractus mesopotamicus			+		+	+
Pimelodella avanhandavae	++	+++	++	++		
Pimelodus maculatus	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Prochilodus lineatus	++	+++	+++	+++	+++	++

Constante +++	Acessória ++		Acidental +		Ausente	
ESPÉCIES	REP	TAQ	VEA	PAR	LAG1	LAG2
Pterygoplichthys ambrosetti			+	+		+
Rhamdia quelen	++	+++		+++	+	
Rhinodoras dorbgnyi	++	+		+++		
Salminus hilarii	++	+++	++		++	+
Schizodon intermedius	+++	++	+++	+++	+++	+++
Schizodon nasutus	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Serrasalmus maculatus	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Steindachnerina insculpta	+++	+++	+++	+++	+++	+++

Sendo: REP = Represa; TAQ= Rio Taquari; VEA= Ribeirão dos Veados; PAR= Rio Paranapanema; LAG1= Lagoa 1; LAG2= Lagoa 2.

A NMDS demonstrou segregação de fauna entre os pontos amostrais com a formação de três grupos, um formado pelo rio Taquari, outro pelas lagoas e o terceiro formado pela represa de Jurumirim, o rio Paranapanema e o ribeirão dos Veados (Figura 4.4).

Figura 4.4 – Similaridade na CPUEn de peixes de seis sitios amostras (REP, LAG1, LAG2, PAR, TAQ e VEA) da represa de Jurumirim.

Cada ponto representa uma coleta em um sítio amostral; sítios amostrais são indicados por símbolos (REP por triângulo, LAG1 triângulo invertido, LAG2 quadrado, PAR losango, TAQ círculo e VEA cruz). Semelhanças foram calculadas utilizando a dissimilaridade de Bray-Cutis e visualizada com análise multivariada de ordenação não métrica (NMDS). Linha extena indica similaridade 60 e a linha tracejada representa uma similaridade de 45. Estresse 2D: 0,21.

A baixa variação dos atributos ecológicos (Tabela 4.6) mostra que a diversidade, baseada nos índices ecológicos como o número total ou riqueza de espécies, diversidade Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou, não revela efeitos da mudança sobre a distribuição especial da assembleia de peixes nos diferentes tipos de hábitats aquáticos de Jurumirim.

Embora se espere que os diferentes tipos de hábitats e o impacto do represamento componham assembleias distintas, as análises tradicionais da diversidade podem manter o mesmo número de espécies e a mesma distribuição de abundâncias.

Quando isso ocorre, Cianciaruso et al. (2009) recomendam uma abordagem das características funcionais que neste livro é encontrada nos Capítulos 6 e 7, pois abordam reprodução, migração e dieta de peixes, os quais trazem estimativas mais preditivas de estrutura e funcionamento das assembleias de peixes.

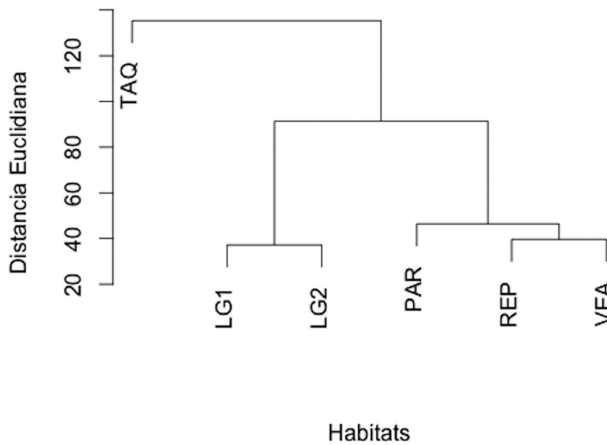
Tabela 4.6 – Atributos ecológicos de peixes para os diferentes tipos de hábitats encontrados em Jurumirim, São Paulo

Atributos Ecológicos	*REP*	*PAR*	*LAG1*	*LAG2*	*TAQ*	*VEA*
CPUE	158,12	115,32	236,06	267,64	244,09	171,02
Riqueza de espécies	32	28	24	25	32	32
Diversidade	2,74	2,68	2,36	2,33	2,09	2,60
Equitabilidade	0,79	0,80	0,74	0,72	0,60	0,75

O dendrograma obtido com a análise de agrupamento é apresentado na Figura 4.5. O cluster foi gerado a partir do agrupamento de LAG1 e LAG2, justificado por apresentarem o mesmo tipo de ambiente, lagoa. Em sequência foram obtidos cinco grupos de hábitat. Nota-se que o rio Taquari apresenta uma distância discrepante em relação aos outros ambientes.

Para uma análise de variação especial deve ser considerada em primeiro lugar a distância entre os trechos estudados. Quanto mais distante, mais diferente será a composição de assembleias de espécies. No Capítulo 2 pode-se observar que o rio Taquari está em uma localização mais afastada em relação aos demais trechos e, portanto, sua composição é a diferente. Os demais hábitats apresentados no cluster apresentam distâncias euclidianas mais curtas e as diferenças na composição de suas assembleias não são

respondidas pelas distâncias de localização. Nesse caso a composição das assembleias pode estar associada à influência de fatores ambientais locais.

Figura 4.5 – Similaridade ictiofaunística conforme à distancia euclidiana para os diferentes tipos de habitats encontrados em Jurumirim, São Paulo

Considerações finais

Agostinho et al. (2015) consideram reservatórios de grande porte que contêm menos que 40 espécies de peixes diversidade muito baixa. Os nossos estudos mostraram um total de 52 espécies de peixes para os quatro tipos de ambientes estudados, mas na zona lacustre em si esse número é menor e não chega a 40 espécies de peixes. Isso é semelhante em outros reservatórios do rio Paranapanema, como o registro de 41 espécies em Capivara (Orsi; Britton, 2014) e em Chavantes (Nobile, 2010). Outras represas estudadas nesse mesmo rio reportaram riqueza maior, como 67 espécies em Salto Grande (Brandão, 2007) e em Taquaruçu (Britto, 2003). Agostinho et al. (2015) supõem que a idade do reservatório interfira no declínio de riqueza de espécie de peixes e, de fato, Jurumirim é o reservatório mais velho do rio Paranapanema, e possui uma riqueza menor que os demais estudados no mesmo rio (Kurchevski; Carvalho, 2014).

A diversidade dentro dos grupos taxonômicos apresenta poucos grupos ricos em espécies. As ordens Characiformes e Siluriformes e as famílias Characidae, Curimatidae e Anostomidae apresentaram o maior número de

espécies para a represa de Jurumirim. A diversidade taxonômica reflete a diversificação morfológica na estrutura da assembleia de peixes. A diversidade morfológica é influenciada pela bagagem filogenética, pela adaptação do corpo e nadadeiras para as condições hidrodinâmicas onde vive, e pela adaptação de cabeça, mandíbula e musculatura propulsora para a obtenção de alimentos. Além disso, para muitas espécies há uma adaptação do tamanho do corpo, a forma, ou a flexibilidade (Schlosser; Toth, 2007) para permitir a utilização de microambientes, com espaço limitado especializados, como macrófitas e entre rochas, ou para permitir características de história de vida necessárias (Matthews, 1998).

Pode-se se dizer que a represa de Jurumirim favorece principalmente grupo de peixes cobertos por escamas, que apresentam nadadeiras caudal, dorsal, ventral, pélvica, anal e adiposa normalmente presentes, geralmente sem espinhos e raios moles, pré-maxilar não protrátil; fenda bocal normalmente ampla que são as características morfológicas típicos de Characiformes (Duke Energy, 2008; Agostinho et al., 2007). No entanto, dentro desse grupo há uma grande estrutura diversificada de porte dos peixes, de hábitos alimentares, estratégias reprodutivas, padrões comportamentais, variações osteológicas, anatômicas e morfológicas (Graça; Pavanelli, 2007), o que garante o sucesso desses grupos em hábitats de represa e demais ambientes ao redor como tributários e lagoas marginais. Esse grupo inclui as piranhas, potencialmente perigosas; os lambaris, com ampla distribuição geográfica; e os dourados, espécie com elevado valor comercial.

Dentro de uma família, a radiação evolutiva comumente resultou em alterações de forma da nadadeira ou tamanho, altura do corpo ou forma em secção transversal, perfil longitudinal do corpo em posição e estrutura da boca e do canal alimentar, ou de tamanho adulto (Matthews, 1998). A família Characidae, por exemplo, é a mais complexa dentro da ordem Characiformes, pois apresenta um grande número de subfamílias (Britski et al., 1988), a descrição morfológica varia muito entre suas espécies e a filogenia está longe de ser conclusiva (Mirande, 2010).

Em muitas famílias de peixe, no entanto, a maioria das espécies tem um corpo de forma relativamente semelhante. Na maioria dos casos, as famílias parecem uma unidade facilmente observável e definível, e tem havido uma maior estabilidade em limites de famílias de peixes no último século do que nos limites de ordens (Matthews, 1998). Praticamente membros de uma

família compartilham traços básicos de formato do corpo. As espécies de Curimatidae, por exemplo, são de pequeno porte, não possuem dentes nas maxilas e, geralmente, não possuem rastros. Apresentam escamas cicloides, podendo ter a borda lisa, crenulada ou dentada e a linha lateral é comumente completa (Britski et al., 1988; Graça; Pavanelli, 2007) e as espécies de Anostomidae de corpo relativamente espesso, boca pequena, com oito ou seis dentes em cada maxila, portanto, com quatro ou três dentes no pré-maxilar e quatro ou três no dentário. Os dentes geralmente são assimétricos, nunca ocorrem no osso maxilar. O padrão de colorido geralmente é caracterizado pela presença de listras longitudinais, barras transversais ou máculas arredondadas sobre o corpo (Britski et al., 1988). O corpo geralmente é alongado, nadadeira anal curta, geralmente com menos de 11 raios ramificados (Nelson, 2006).

A capacidade de estimar precisamente a riqueza de espécies no campo da abordagem em escalas espaciais e detectar mudanças na abundância das espécies ao longo do tempo tem implicações importantes para a conservação e gestão das assembleias de peixe (Angermeier; Smogor, 1995).

Ambientes aquáticos com maior complexidade de hábitat e menores semelhanças da composição de assembleias de peixes exigem que as amostras sejam abordadas em Captura por Unidade de Esforço do que em ambientes com menos complexidade do hábitat e maior similaridade das assembleias de peixes amostradas por Angermeier e Smogor (1995). Por isso decidimos utilizar CPUE, principalmente porque nos pontos amostrais apresentam diferentes tamanhos de corpo d'água e, consequentemente, uma grande amplitude de variação de profundidade da água (ver no Capítulo 3), além e alguns trechos apresentarem condições físicas (paliteiros, troncos e vegetação aquática) que dificultam a exposição de esforço padronizado de malhas de rede de espera.

As lagoas marginais são os ambientes que apresentaram menores profundidades decorrente de tamanho e da sazonalidade (ver Capítulo 3), e portanto nesses trechos amostrais não era necessária a implementação de redes com malhar superiores como nos trechos de represa. O CPUE anulou o efeito do tamanho dos hábitats e padronizou o esforço sobre a abundância de indivíduos. Assim podemos detectar outros efeitos que influenciam na distribuição espacial das assembleias de peixes.

A similaridade de peixes aumenta com diminuição das distâncias entre os pontos amostrais (Platania, 1991; Edds, 1993). O que pode justificar o rio Taquari se destacar dos demais hábitats, observando a Figura 4.1. Na mesma figura pode-se observar que o grupo formado por PAR, REP e VEA são pontos amostrais próximos (ver Capítulo 2), mas PAR se distancia de REP e VEA. Nesse caso, fica implícito que ambientes lóticos (PAR) apresentam uma composição de espécies de peixes diferente de ambientes represados (REP e VEA).

A composição da assembleia de peixes é alterada por efeitos de fenômenos físicos locais como o aumento da profundidade da água e largura, de piscina (Schlosser, 1991), da permanência de água (Welborn et al., 1996), gradiente físico-químico e a ocupação antrópica nas áreas de entorno em tributários (Sousa et al., 2015). Isso é explícito nas análises de distribuição espacial de abundância de indivíduos e biomassa representadas aqui pelas CPUEn e CPUEb, respectivamente, além da constância de espécies, técnica multivariada (NMDS) e dendograma de similaridade, pois o trecho REP e os mais próximos desse apresentam composição e abundância de assembleias de peixes semelhantes. Essa reestruturação das assembleias ocorre basicamente em razão de as barragens serem comumente construídas em cascatas de rios para aumentar a produção de energia hidrelétrica, o que elimina hábitats de corredeiras importantes para as comunidades nativas lóticos (Calatano et al., 2007).

Pode-se concluir que as diferenças observadas nas comunidades de peixes em Jurumirim estão relacionadas às distâncias dos pontos amostrais, ao tipo dos hábitats e ao efeito do represamento que distingue ambientes lóticos e lênticos.

5
Caracterização dos padrões reprodutivos da ictiofauna

André Batista Nobile, Diogo Freitas-Souza, Felipe Pontieri de Lima, Isabelle Leite Bayona Perez, Sandro Geraldo de Castro Britto e Gianmarco Silva David

O aumento global pela procura de energia elétrica possui íntima relação com o rápido crescimento populacional e econômico (United Nations 2012; Zarfl et al., 2015), e de 1993 a 2010 a produção de energia elétrica cresceu 72%, e até 2040 é esperado um crescimento de 56% nesse setor (The World Bank, 2015a). Dentre as matrizes energéticas, a hidroeletricidade é uma das fontes com maior aproveitamento, sendo registrados em todo o mundo cerca de 37 mil barramentos com mais de 15 metros de altura, dos quais mais de 8.600 foram construídos primariamente para geração de energia (International Commission on Large Dams, 2013).

Entre esses países, destaca-se o Brasil, onde mais de 80% da produção de energia elétrica provêm da matriz hidroenergética (The World Bank, 2015b). Somente no rio Paranapanema, atualmente existem 11 usinas hidroelétricas em operação, dispostas em um sistema de cascata ao longo de aproximadamente 630 km (Carvalho, 2009).

Apesar do amplo aproveitamento dessa matriz, o barramento de um rio constitui-se num processo contundente que ocasiona a criação de um novo ecossistema, com estrutura, biota e funcionamento particulares (Baxter, 1977; Agostinho et al., 2008). Esse novo ambiente passa por um processo de sucessão e pode atingir um período de estabilidade ou menor variabilidade funcional; contudo, a ocorrência de novos distúrbios pode interromper a dinâmica sucessional. Assim, outros fatores podem influenciar ou promover alterações no ambiente barrado, como operação da barragem, introdução de espécies não nativas, ocupação da

área de entorno e até mesmo construção de novas barragens (Agostinho et al., 2008).

Em grandes represas, comumente forma-se um gradiente longitudinal composto por três ambientes distintos no sentido da barragem (zona lêntica) aos trechos superiores do rio (zona lacustre), e entre esses dois ambientes existe um intermediário (zona de transição), o qual agrega características das duas anteriores (Kimmel et al., 1990). Esse gradiente pode acarretar em segregação da comunidade de peixes, que se distribuirá entre os compartimentos formados, de acordo com seus limites de tolerância em relação às alterações sofridas nas propriedades físicas e químicas da água (Carvalho et al., 1998a, 1999; Oliveira et al., 2004).

Ainda, a interceptação de rotas migratórias imposta pelas barragens impede o acesso das espécies reofílicas às áreas de reprodução e alimentação podendo ocorrer então a eliminação ou diminuição da abundância dessas espécies (Agostinho et al., 2007). Dessa forma, espécies r-estrategistas, cujo caráter é oportunista, tendem a predominar nos reservatórios. Nesse contexto, os peixes que realizam grandes migrações são os mais afetados. Geralmente, espécies sedentárias ou que realizam pequenas migrações conseguem manter populações viáveis nesse novo ambiente formado, contudo as grandes migradores, por apresentarem necessidades fisiológicas maiores, acabam por ter suas populações reduzidas ou até mesmo extintas localmente (Agostinho et al., 2007).

Material e métodos

A captura de espécies, bem como o detalhamento das áreas amostrais encontram-se no Capítulo 4. A classificação das espécies nas diferentes guildas reprodutivas seguiu a determinação observada em Britto (2003a,b) e Vasconcelos et al. (2014), conforme sugerido por Agostinho et al. (2007).

- *Espécies sedentárias* são aquelas aptas a desenvolver todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área restrita da bacia.
- *Migradoras de curta distância* são as espécies que podem e/ou desenvolvem pequenos deslocamentos laterais.

- *Espécies migradoras* são aquelas que se deslocam por grandes distâncias para cumprirem seu ciclo de vida, nadando (percorrendo) trechos livres de barramento da bacia.

Para fins de caracterização, foram realizadas análises exploratórias sobre composição de espécies, abundância e biomassa por guilda reprodutiva para áreas amostrais e entre essas.

O índice gonadossomático foi calculado conforme Vazzoler (1996) pela seguinte fórmula: **IGS = Wg/Wt * 100**, Onde: **Wg** = peso das gônadas (g); **Wt** = peso total do indivíduo (g). Essa análise foi utilizada apenas para os indivíduos pertencentes ao sexo feminino, com o intuito de se inferir o período reprodutivo das diferentes guildas e comportamentos reprodutivos entre áreas e períodos. Os dados de IGS foram testados quanto à diferenças significativas no programa Statistica 7.0 (StatSoft, Inc., 2007). Inicialmente foi realizado um teste de normalidade, e para dados não normais foi realizado o teste paramétrico ANOVA one way, e para dados não paramétricos foi realizado o teste de Kruskal-Wallis.

Com o intuito de verificar a distribuição espacial das classes de tamanho para cada uma das três guildas reprodutivas, as classes foram determinadas para a assembleia como um todo. A determinação do número de classe e do intervalo de cada classe para assembleia seguiu a metodologia proposta por Sturges (1926): **W=R/K**, Onde, **W** = amplitude de cada classe; **R** = amplitude total dos dados (Comprimento máximo – comprimento mínimo) e **K** = número de classes (1 + 3,222 . log N). Com as classes de tamanho e intervalos determinados foi realizada uma análise de correspondência destendenciada (DCA), que foi aplicada com intuito de detectar possíveis relações das classes de tamanho de cada guilda reprodutiva com as estações de amostragem.

Resultados e discussão

Guildas reprodutivas e composição

Das 54 espécies amostradas no complexo Jurumirim (Capítulo 4), apenas as capturadas com redes de espera (40) foram classificadas quanto às

guildas reprodutivas, e todas apresentam fecundação externa e a maioria (37,5%) possui hábito reprodutivo sedentário com cuidado parental. As espécies migradoras de longa distância representam 15% dessa assembleia e as migradoras de curta distância sem cuidado parental e as sedentárias representam respectivamente 27,5% e 20% (Figura 5.1).

Figura 5.1 – Estratégias reprodutivas das espécies de peixes do complexo Jurumirim (REP, TAQ, VEA, PAR, LG1 e LG2)

Migrador de longa

Brycon orbignyanus
Leporinus obtusidens
Piaractus mesopotamicus
Pimelodus maculatus
Prochilodus lineatus
Salminus hilarii

Migrador de Curta → Sem cuidado parental

Astyanax altiparanae
Astyanax fasciatus
Astyanax bockmanni
Cyphocharax modestus
Leporinus amblyrhynchus
Leporinus friderici
Leporinus octofasciatus
Leporinus striatus
Metynnis maculatus
Schizodon intermedius
Schizodon nasutus

Sedentária → Com cuidado parental

Callichthys callichthys
Cichla kelberi
Eigenmannia trilineata
Geophagus brasiliensis
Gymnotus sylvius
Hoplias intermedius
Hoplias malabaricus
Hoplosternum littorale
Hypostomus ancistroides
Hypostomus margaritifer
Hypostomus nigromaculatus
Hypostomus paulinus
Hypostomus regani
Pterygoplichthys ambrosetti
Serrasalmus maculatus

Sedentária → Sem cuidado parental

Apareiodon affinis
Galeocharax knerii
Iheringichthys labrosus
Oligosarcus paranensis
Pimelodella avanhandavae
Rhamdia quelen
Rhinodoras dorbignyi
Steindachnerina insculpta

Os dados de abundância por guilda reprodutiva nas diferentes áreas de amostragem mostram que as maiores abundâncias de indivíduos foram registradas nos trechos REP, TAQ e VEA, nos quais as guildas reprodutivas migradoras de curta distância e sedentária foram mais representativas. As espécies classificadas como migradores de longa distância apresentaram sua maior abundância nos trechos LAG2 e VEA (Figura 5.2).

Em termos de biomassa, a área amostral PAR destacou-se das demais apresentando maiores valores para a guilda migradora de curta, enquanto a área LAG2 apresentou os menores valores. Paras as espécies dos grandes migradoras a área VEA se destacou das demais e novamente LAG2 apresentou os menores valores. Para as espécies sedentárias, as áreas TAQ e VEA apresentaram os maiores valores de biomassa, e as áreas LAG1 e LAG2 tiveram os menores valores (Figura 5.3).

Figura 5.2 – Abundância por área amostral para espécies sedentárias, de curta e longa migrações da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

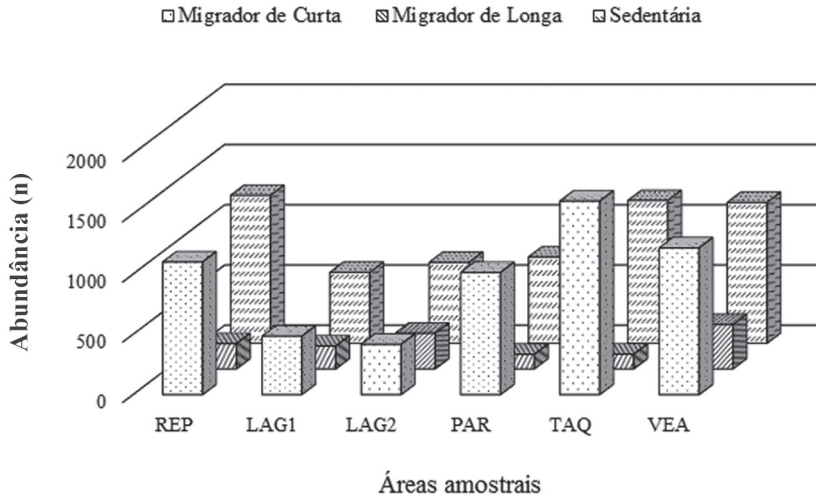
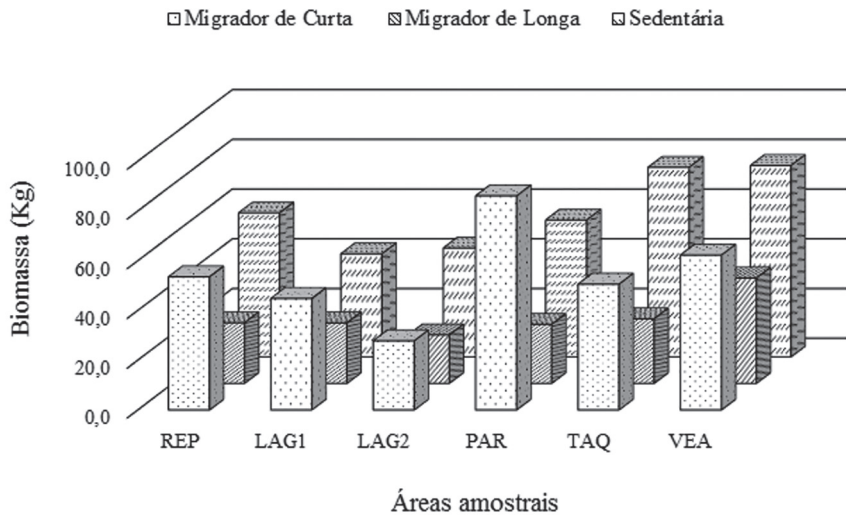



Figura 5.3 – Biomassa por área amostral para espécie sedentárias, de curta e longa migração da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

Ao longo do tempo diversos reservatórios vêm sendo estudados quanto sua composição ictiofaunística (Castro; Arcifa, 1987; Agostinho et al., 1995; Araújo-Lima et al., 1995; Luiz et al., 2005; Kurchevski; Carvalho, 2014). Nesses estudos os autores discutem que a ictiofauna residente em sua grande maioria é composta por espécies sedentárias, oportunistas ou que consomem detrito, apresentando muitas espécies de pequeno porte que habitam predominantemente áreas litorâneas, e grande parte pertencente à ordem Characiformes. Araújo-Lima et al. (1995) destacam também que em reservatórios é possível observar um gradiente de riqueza de espécies, sendo os maiores valores são encontrados nas porções lóticas, ambiente comumente ocupado por espécies migradoras.

Esses resultados corroboram em grande parte os dados encontrados para o complexo de Jurumirim, porém, neste trabalho, foi observado que espécies de longa migração apresentam maior abundância em áreas com características lênticas (VEA e LAG2). O fato observado para o complexo Jurumirim possivelmente está atrelado à presença de *P. maculatus* nesses ambientes, espécie classificada como migradora de longa distância, que apresenta grande plasticidade reprodutiva, adaptando-se perfeitamente a realizar todo seu ciclo biológico em ambientes lênticos (Paschoalini et al., 2013).

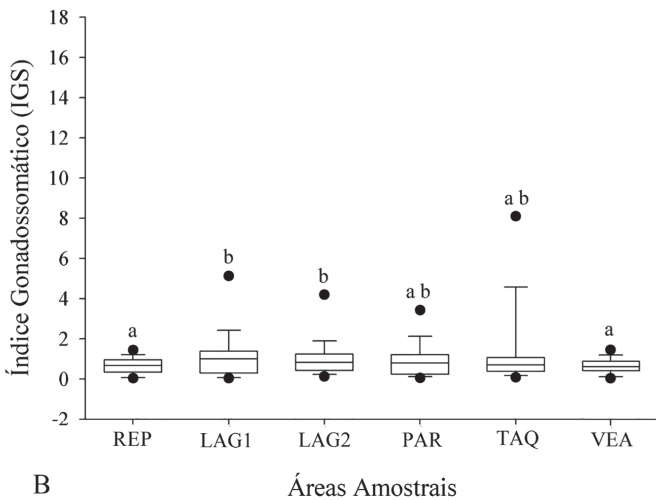
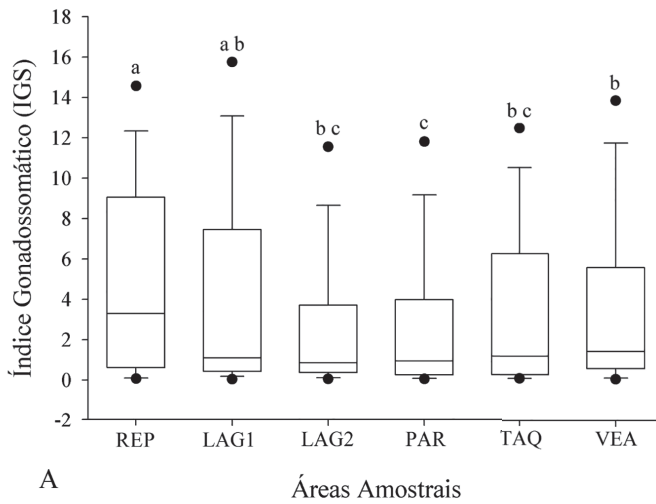
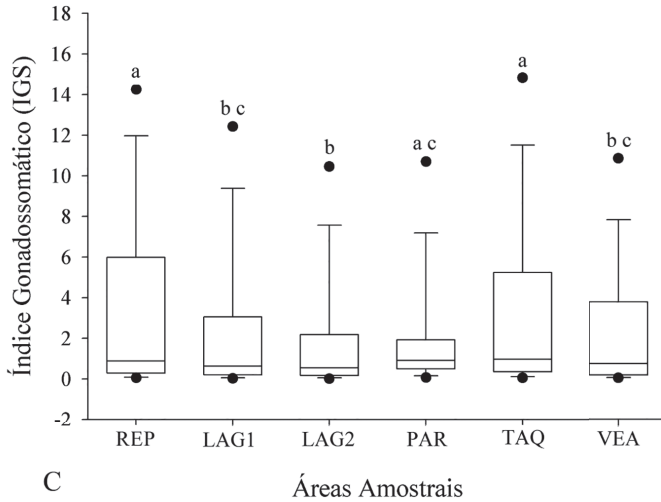
Índice gonadossomático (IGS)

O índice gonadossomático (IGS) variou entre as áreas amostrais estudadas para todas as guildas reprodutivas. Para as espécies de curta migração, os maiores valores de IGS foram encontrados em JUR e os menores, em PAR. As demais áreas tiveram valores intermediários para esse parâmetro. Em relação às espécies de longa migração, a diferença entre as áreas foi mais sutil, e LAG1 e LAG2 apresentaram os maiores valores, seguidos por PAR e TAQ, e os trechos REP e VEA apresentaram os menores valores. Já para as espécies sedentárias, REP e TAQ foram as áreas que apresentaram maiores valores, tendo a área LAG2 apresentado os menores. As áreas LAG1, PAR e VEA apresentaram valores intermediários (Figura 5.4).

Os altos valores de IGS registrados para espécies de curta migração e sedentária em trechos lênticos podem ser justificados pelo alto ajuste que

indivíduos dessas guildas reprodutivas possuem nesses ambientes. Espécies dessas guildas reprodutivas possuem alta plasticidade reprodutiva, e em ambientes com grande estabilidade, como lagos, lagoas e reservatórios, geralmente apresentam períodos reprodutivos mais longos, principalmente para espécies que apresentam desovas múltiplas (Bazzoli, 2003).

Figura 5.4 – Índice gonadossomático por área amostral para: A – espécies de curta migração; B – espécies de longa migração; e C – espécies sedentárias, da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

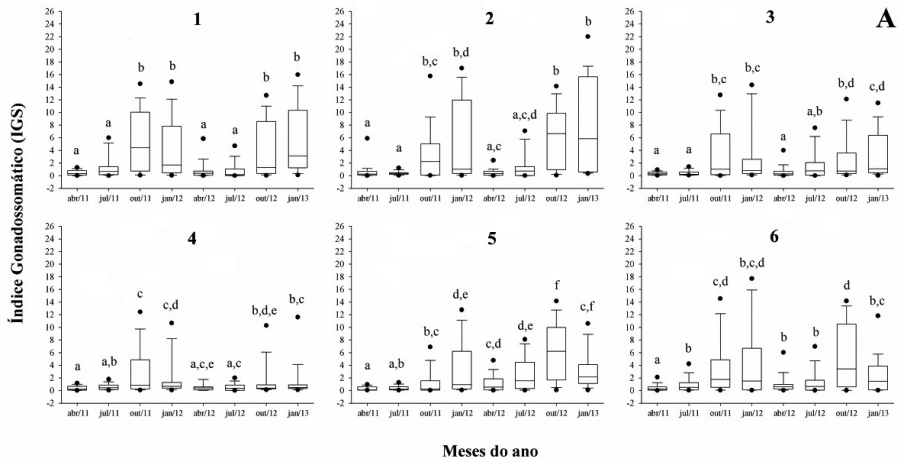
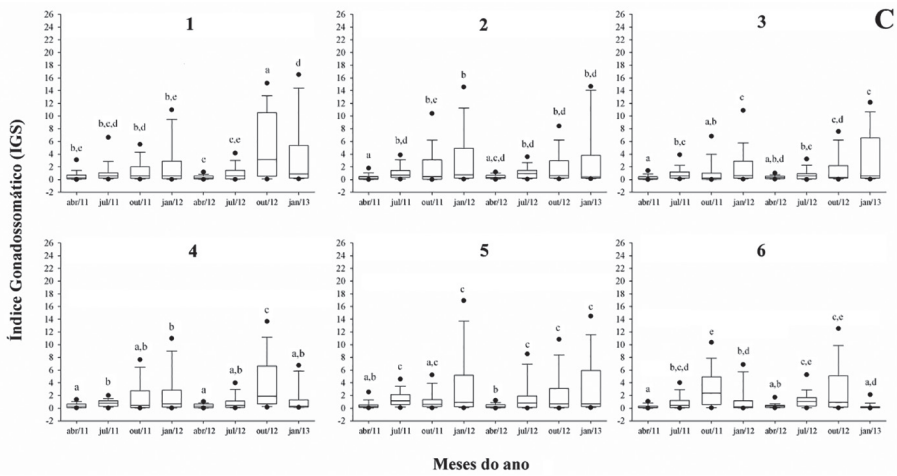
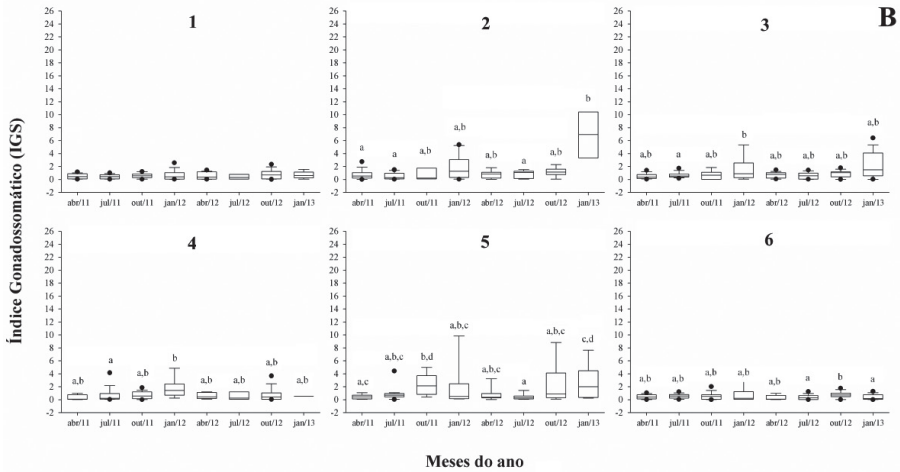
C

De maneira geral, todas as guildas reprodutivas apresentaram maiores valores de IGS nos meses de outubro e janeiro, demonstrando haver sazonalidade reprodutiva. Para as espécies de curta migração, os valores de IGS foram os mais altos quando comparados às demais guildas reprodutivas, e essa guilda foi a que apresentou maiores diferenças no IGS entre os meses. Os indivíduos da guilda de longa migração, apesar de apresentarem sazonalidade reprodutiva, não apresentaram picos acentuados com as demais guildas. Já para as espécies sedentárias, a sazonalidade reprodutiva foi menos acentuado, e os meses de julho tiveram contribuição considerável no ciclo reprodutivo (Figura 5.5).

O ciclo reprodutivo de peixes neotropicais é desencadeado pelo início das chuvas e a elevação das temperaturas e do nível d'água, que é o período mais favorável à sobrevivência de seus jovens, pois existem alimento e abrigo em abundância (Lowe-McConnell, 1999). Especificamente, para a bacia do Paraná, onde está situada a represa de Jurumirim, o ciclo reprodutivo se inicia em outubro, atingindo o pico nos meses de dezembro e janeiro, e a maioria das espécies de peixes dessa bacia possui período reprodutivo em sincronia com esses eventos (Vazzoler, 1996).

Em relação às diferenças existentes entre as guildas reprodutivas, as espécies sedentárias geralmente ocorrem em maior abundância nas áreas lênticas da represa, locais que, em razão das modificações ambientais a que são submetidos, ocorre a atenuação dos gatilhos reprodutivos mediante

filtros ambientais, como controle do nível da água (Agostinho et al., 2008). Nesses ambientes, como discutido antes, existe maior estabilidade ambiental, permitindo que essas espécies, que geralmente apresentam desova parcelada, tenham períodos reprodutivos mais longos (Bazzoli et al., 2003).

Em contrapartida, em ambientes lóticos, onde a maior parte das espécies de curta e longa migrações habitam, existe maior variação das condições ambientais e os efeitos sazonais promotores dos gatilhos ambientais são mais intensos. Dessa forma, pelo fato de a sazonalidade ser claramente definida, a atividade reprodutiva de diversas espécies de peixes é restrita a um período específico do ano (Bye, 1984), pois ocorrem flutuações na disponibilidade de alimentos ou na competição interespecíficas por locais de desova (Kramer, 1978).

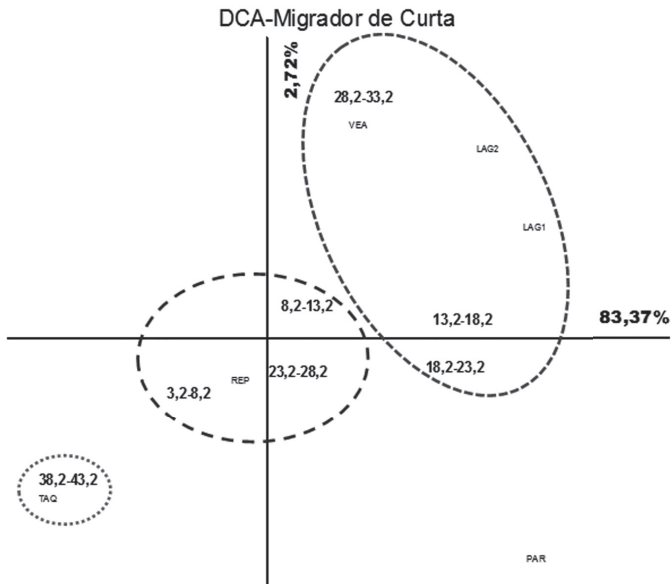
Figura 5.5 – Índice gonadossomático para as espécies de peixes de: A – curta migração; B – longa migração; C – sedentária para as áreas amostrais: 1 – REP; 2 – LAG1; 3 – LAG2; 4 – PAR; 5 – TAQ; 6 – VEA, do complexo Jurumirim, rio Paranapanema, SP – Brasil

Análise de correspondência destendenciada (DCA) das classes de Sturges (1926)

As estratégias reprodutivas das comunidades de peixes refletem não somente nos fatores ecológicos essenciais no período embrionário, mas também nos fatores essências para as outras classes de tamanho nas diferentes fases da vida dos peixes (Balon,1975). Agostinho e Júlio Jr. (1999), ao estudarem a planície alagável da bacia do alto Paraná, descrevem que

algumas populações de peixes ocupam diferentes biótopos (hábitats) ao longo da sua história de vida. Essa distribuição espacial ao longo das diferentes fases da vida dos peixes está relacionada à necessidade vital de cada fase, que é associada à disponibilidade de abrigo, recursos alimentares e condições ambientais adequadas para as distintas fases (Wootton, 1991).

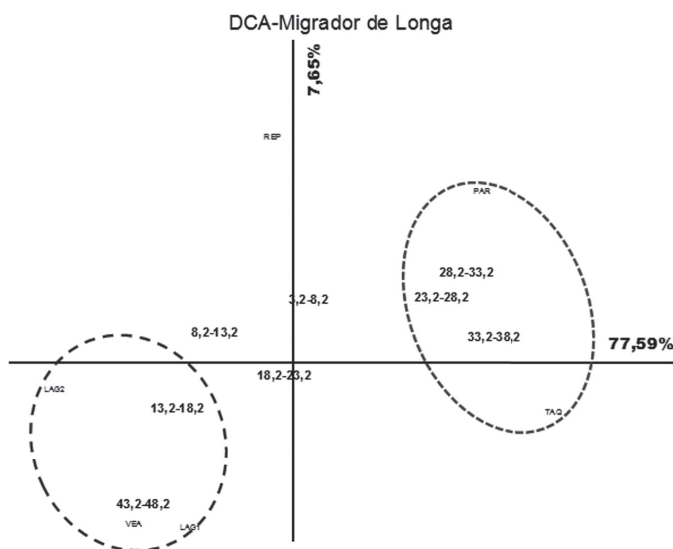
A análise (DCA) foi aplicada para cada uma das três guildas reprodutivas encontradas no presente estudo. Com base nos resultados obtidos para as classes de tamanho da guilda reprodutiva de migradores de curta distância, a análise explicou aproximadamente 86% nos dois primeiros eixos, em que a maior porcentagem de explicação ficou a cargo do primeiro eixo, que segregou as classes de tamanho em três grupos ao longo dos trechos de amostragem. Os migradores de curta distância com tamanhos de 13,2-18,2, 18,2-23,2 e 28,2-33,2 foram frequentes nas áreas de lagoas (LAG1 e LAG2) e no trecho VEA. As classes de 3,2-8,2, 8,2-13,2 e 23,2-28,2 foram frequentes JUR e os indivíduos de maior tamanho foram capturados no TAQ (Figura 5.6).

Todas as populações das espécies das três guildas reprodutivas apresentaram alguma segregação espacial quanto à classe de tamanho. Os exemplares de migradores de curta distância apresentaram seus indivíduos de menor tamanho (3,2 a 13,2 cm) concentrados em JUR, e os de tamanhos médios e grande (13,2 a 33,2 cm), nas áreas LAG1, LAG2 e VEA. Henry e Suiberto (2014) demonstram um padrão de substituição longitudinal de ovos para larvas de peixes no gradiente rio Paranapanema até a represa de Jurumirim, uma vez que verificaram maior densidade de ovos nas porções altas do rio, com decréscimo na densidade de ovos e aumento na densidade de larvas próximo à desembocadura da represa. Esses resultados demonstram que a represa de Jurumirim atua como berçário para algumas espécies de peixes. As lagoas marginais e ribeirões que são regulados pela represa atuam como áreas de alimentação dos indivíduos juvenis e adultos. Henry e Suiberto (2014) reportam que o mesmo não acontece para as lagoas marginais do rio Paranapanema, pois não atuam como áreas de berçários, já que dependem grandemente da variação do nível fluviométrico e consequentemente da conectividade com as lagoas laterais.

Figura 5.6 – DCA das classes de tamanho dos migradores de curta distância para os trechos REP; LAG1; LAG2; PAR; TAQ e VEA, da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

A análise de DCA para os indivíduos de longa migração apresentou aproximadamente 85% de explicação para os dois primeiros eixos. O eixo um, com maior porcentagem de explicação, mostrou a segregação de dois grupos de classes de tamanhos associados a distintos ambientes de amostragem, as classes de 23,2-28,2 a 33,2-38,2, associados aos trechos PAR e TAQ, e as classes de 13,2-18,2 e 43,2-48,2 com os trechos LAG 1, LAG 2 e VEA (Figura 5.7).

No presente estudo, as populações dos considerados migradores de longa distância apresentaram maior abundância (N) nos trechos lênticos (VEA e LAG2), em contrapartida os exemplares de maiores tamanhos dessa guilda reprodutiva foram verificados nas áreas TAQ e PAR, refletindo no aumento da biomassa em relação à abundância de indivíduo para esses ambientes. Os trechos TAQ e PAR mantiveram características lóticas necessárias para a reprodução, características ambientais consideradas importantes para manutenção dos migradores nos rios com barramentos (Suzuki et al., 2013; Baumgartner et al., 2004). A região alta do rio

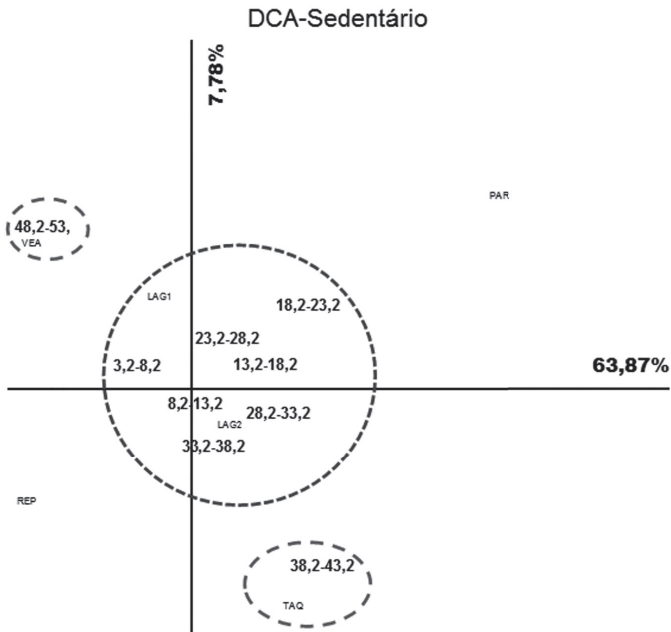
Paranapanema é descrita por Henry e Suiberto (2014) como áreas de desova de peixes; no entanto, a única espécie migradora de longa distância identificada neste estudo foi *Pimelodus maculatus*, espécie que, de acordo com Paschoalini et al. (2013), apresenta grande plasticidade reprodutiva e boa adaptação a ambientes represados.

Figura 5.7 – DCA das classes de tamanho dos migradores de longa distância para os trechos REP; LAG1; LAG2; PAR; TAQ e VEA, da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

Os indivíduos da guilda dos sedentários não apresentaram segregação como as outras duas guildas anteriores, apesar da boa porcentagem de explicação dos eixos, que foi aproximadamente de 71%. A maioria das classes de tamanho formou um grupo central associado aos ambientes de Lagoas (LAG1 e LAG2), exceto a classe 48,2-53,2, que ficou associado ao VEA e a classe 38,2-43,2 ao TAQ (Figura 5.8).

A classe de tamanho da guilda reprodutiva dos sedentários apresentou baixa segregação espacial, exceto para os indivíduos da classe de tamanho grande, que foram associados aos trechos TAQ e VEA, o que provavelmente se deve à captura de exemplares de *Hoplias intermedius* (Trairão) de grande porte, em ambos os tributários. Suzuki et al. (2004) relatam que a

presença de vegetação aquática e outros fatores ambientais, como grande variedade de recursos, abrigos e melhores condições de oxigênio, aumenta a complexidade estrutural das áreas litorâneas (áreas amostradas no presente estudo, ver Capítulo 4), sendo esses considerados locais de reprodução para muitas espécies de peixes sedentários, com e sem cuidado parental, dessa forma não refletindo em segregação espacial nas diferentes classes de tamanho da guilda reprodutiva.

Figura 5.8 – DCA das classes de tamanho dos sedentários para os trechos REP; LAG1; LAG2; PAR; TAQ e VEA, da represa de Jurumirim e seus principais afluentes, Alto rio Paraná, SP – Brasil

DCA-Sedentário
7,78%
PAR
48,2-53,
VEA
LAG1
18,2-23,2
23,2-28,2
3,2-8,2
13,2-18,2
63,87%
8,2-13,2
28,2-33,2
LAG2
33,2-38,2
REP
38,2-43,2
TAQ

Considerações finais

Conforme a riqueza de espécies dentre as guildas reprodutivas, a represa de Jurumirim é composta predominantemente por espécies de peixes sedentárias, com cuidado parental e de curta migração, como relatado por Suzuki et al. (2005) para outros reservatórios da bacia do Paranapanema.

As áreas dos trechos lênticos apresentaram maiores valores de IGS para espécies que compõem as guildas reprodutivas sedentárias e de migração de curta distância. Numa visão temporal os valores de IGS para todas as guildas reprodutivas respeitaram a sazonalidade reprodutiva que ocorreram em sincronia com os gatilhos ambientais.

Quanto à distribuição das classes de tamanho nas guildas reprodutivas, verificou-se que os migradores de curta e longa distâncias respeitam uma segregação espacial, uma vez que os exemplares de maiores tamanhos foram encontrados em áreas de trechos lóticos, e os de tamanhos pequenos e médios, em áreas de trecho lêntico.

De maneira geral a ictiofauna da represa de Jurumirim é composta majoritariamente por espécies de pequeno e médio portes, com hábito reprodutivo sedentário com cuidado parental e de migrações laterais (curta migração), ocupando áreas de ambientes lênticos da represa. Dentre as espécies consideradas migradoras de longa distância, o representante de maior abundância é *Pimelodus maculatus*, que apresenta grande plasticidade reprodutiva e bom ajuste a ambientes represados, esse fato pode evidenciar sua grande representatividade na guilda do migradores de longa. As espécies de todas as guildas reprodutivas respondem aos estímulos ambientais dos períodos de chuvas, como observado os maiores valores de IGS para os meses de outubro e janeiro do período de estudo.

6
Dieta das espécies de peixes do reservatório e seus principais tributários

Ana Carolina Souto, Felipe Pontieri de Lima,
Nicole Macedo Gildo e Ana Paula Vidotto-Magnoni

Estudos sobre caracterização e partilha de recursos alimentares entre peixes são ferramentas fundamentais para o conhecimento dos mecanismos que levam um grande número de espécies a coexistir em um mesmo ambiente (Schoener, 1974; Gerking, 1994), bem como para testar associações entre morfologia, comportamento e ecologia (Turingan et al., 1995).

A alimentação é um dos mais importantes aspectos da bionomia das espécies, interferindo diretamente na estrutura e composição de populações. O conhecimento de dieta, táticas alimentares e da estrutura trófica da comunidade é fundamental para a compreensão da dinâmica das comunidades e para a conservação dos ecossistemas (Barreto; Aranha, 2006).

Peixes de água doce em geral possuem uma vasta gama de estratégias de alimentação e táticas para favorecer a sua adaptação a ambientes alterados, especialmente ante represamentos (Hahn; Fugi, 2008). Essa plasticidade é evidente na maioria das espécies de peixes que podem ainda modificar suas presas à medida que crescem, ou mudam de biótopo, ou com o alimento que esteja disponível sazonalmente, ou pela seleção ativa dos alimentos preferidos, de acordo com a escolha individual (Lowe-McConnell, 1999; Abelha et al., 2001).

Muitas espécies de peixes estão aptas a ingerir recursos a partir de fontes alóctones (alimentos proveniente de fontes externas ao hábitat aquático), tais como insetos, outros invertebrados, e partes de plantas (Welcomme, 1985; Carvalho et al., 2007), sendo comum o consumo desses recursos em rios e riachos (Resende; Mazzoni, 2006). Contudo, em reservatórios

neotropicais o consumo de recursos autóctones (provenientes do próprio ambiente aquático) é predominante (Agostinho et al., 2007). Diversos grupos de invertebrados aquáticos e peixes, particularmente insetos aquáticos são abundantes em reservatórios neotropicais, tais como Diptera, Ephemeroptera e Odonata (Hahn; Fugi, 2007; Lowe-McConnell, 1999), sendo uma importante fonte de alimento para os peixes de pequeno e médio porte em rios e reservatórios (Esteves et al., 2008; Vidotto-Magnoni; Carvalho, 2009).

O consumo de itens tanto de origem aquática como terrestre fornece uma visão integrada do ambiente (Karr, 1981), podendo classificar os peixes como indicadores biológicos que auxiliam no monitoramento e recuperação de ambientes degradados (Karr; Chu, 2000; Araújo, 1998), inclusive pela sua influência na ciclagem e transporte de nutrientes (Esteves; Aranha, 1999).

Diferentes espécies exploram habitats específicos, determinando padrões de distribuição característicos conforme as condições locais (Gatz Jr., 1979; Uieda, 1984). Nas cadeias tropicais, muitas espécies de peixes se utilizam de alimentos em níveis tróficos inferiores, tais como lodo orgânico e seus micro-organismos associados (Lowe-McConnell, 1999), e em reservatórios o consumo de detrito por peixes é considerado uma tática alimentar fundamental, aumentando a eficiência energética e a produtividade da comunidade (Alvim; Peret, 2004; Santana et al., 2015).

A avaliação da estrutura trófica de comunidades de peixes fornece importantes subsídios para a compreensão das relações entre os componentes da ictiofauna e dos demais organismos da comunidade aquática, o fluxo de energia entre os níveis tróficos, e pode ainda auxiliar na aplicação de técnicas de manejo de populações naturais (Bennemann et al., 2000; Agostinho et al., 2007).

Metodologia de estudo

A localização das amostragens bem como os peixes capturados foram descritos no Capítulo 4. Para as análises estomacais foram utilizadas somente espécies que apresentaram no mínimo quatro indivíduos com algum tipo de conteúdo estomacal ($N \geq 4$); e indivíduos adultos a fim de

evitar comprometimento dos dados em função de alterações ontogenéticas na dieta (Abelha et al., 2001). Para todos esses peixes foram medidos individualmente o comprimento total (cm; Lt), o comprimento padrão (cm; Ls) e o peso total (g; Wt). Os peixes foram dissecados por incisão abdominal mediana e da abertura anal até a região do opérculo. Os estômagos e o terço anterior do intestino foram separados por uma secção do intestino imediatamente antes do ceco pilórico. Os conteúdos estomacais foram fixados em formaldeído a 4% e, posteriormente, transferidos para álcool etílico (70%) para uma análise detalhada da dieta.

Após a fixação do material, o conteúdo dos estômagos foi transferido para placas de Petri e examinado sob estereomicroscópio, e eventualmente sob microscópio óptico (no caso de detrito e plânctons). Os itens foram identificados até o nível taxonômico mais inferior possível, com base em chaves de identificação e livros específicos (Lopretto; Tell, 1995; Bicudo; Menezes, 2005; Elmoor-Loureiro, 2007; Mugnai et al., 2010). Posteriormente, os itens foram pesados em balança analítica (0.0001 g). Quando esse procedimento não foi possível (no caso de pequenos itens), foi atribuída uma porcentagem em relação ao peso do conteúdo total do estômago.

A dieta das espécies foi avaliada com base na análise de todos os conteúdos estomacais, e para uma melhor interpretação da dieta e níveis tróficos, os itens alimentares foram agrupados em diferentes categorias tróficas, e de acordo com o item preferencial (>50%), determinou-se a guilda trófica.

Para a determinação dos padrões de utilização dos recursos alimentares pelas espécies foram realizadas as seguintes análises:

- ***Frequência de ocorrência dos recursos alimentares (FO):*** para expressar o número de estômagos que contêm um dado recurso alimentar em relação ao total de estômagos analisados. Por ser um método qualitativo, não é considerado o tamanho dos itens ou o número em que ocorrem. Esse método fornece informações sobre a seletividade ou preferência do alimento, o espectro alimentar e amplitude de nicho trófico, podendo também descrever a uniformidade com que grupos de peixes selecionam seu alimento (Hahn; Delariva, 2003).
- ***Método gravimétrico (% Peso):*** expressa a abundância relativa (%) de um dado item alimentar, ou seja, a contribuição do peso (em

gramas) de cada categoria em relação ao total de todos os conteúdos analisados (Hyslop, 1980).

– ***Índice Alimentar (IAi):*** utiliza simultaneamente os métodos de frequência de ocorrência e gravimétrico, gerando um índice que mostra os principais itens alimentares da dieta ou regime de uma determinada população (Kawakami; Vazzoler, 1980):

$$IAi = \frac{Fi \times Wi \times 100}{\sum Fi \times Wi}$$

onde: IAi = Índice Alimentar; i = 1,2...n, itens alimentares; Fi = frequência de ocorrência do item i (%); Wi = Peso úmido do item i (%).

Com base nos resultados gerados a partir da Frequência de Ocorrência (FO) e do Índice Alimentar (IAi), realizou-se uma proporção de ocorrência dos itens alimentares em relação aos principais itens alimentares ingeridos pelos peixes, demonstrando que nem sempre o item alimentar mais abundante seja o mais importante e vice-versa.

Resultados e discussão

Analisou-se um total de 2.464 indivíduos pertencentes a quatro ordens, 13 famílias e 26 espécies, os quais apresentaram algum tipo de conteúdo estomacal (Tabela 6.1). Em todo o estudo, nem todos os indivíduos capturados possuíam algum tipo de conteúdo estomacal. Esse fato pode estar relacionado a diversos fatores, como o período em que a amostragem foi realizada, ou seja, a cronologia alimentar dos peixes, que segundo Zavala-Camin (1996) permite identificar as sequências rítmicas previsíveis para as fases de ingestão, digestão e descanso das espécies.

De todos os indivíduos analisados, 611 (18 espécies) foram capturados na represa de Jurumirim (REP), com as espécies *Metynnis maculatus* e *Cichla kelberi*, ambas representadas por cinco indivíduos, exclusivas desse local (Tabela 6.1). Tais espécies, segundo Langeani et al. (2007), são consideradas não nativas da bacia do Alto Paraná, sendo comumente encontrados em ambientes represados como no reservatório ribeirão de Lajes, Nova

Avanhadavae, Itaipu e Corumbá (Hahn et al., 1997b; Dias et al., 2005; Fugi et al., 2008; Vidotto-Magnoni; Carvalho, 2009). Destaca-se que, em geral, espécies do gênero *Cichla* apresentam uma preferência para desovar em ambientes lênticos, onde, segundo Zaret (1980), a oferta de alimento para suas larvas e jovens é abundante.

Para o rio Taquari (TAQ), um dos tributários da represa, foram analisados 405 estômagos (19 espécies), sendo *Leporinus striatus*, *Salminus hilarii*, *Hypostomus ancistroides*, *Pimelodella avanhandavae* e *Rhamdia quelen* as espécies exclusivas desse local, com 5, 6, 25, 6 e 12 indivíduos respectivamente, que apresentaram algum tipo de conteúdo estomacal (Tabela 6.1). Essas espécies são todas nativas da bacia do Alto Paraná (Langeani et al., 2007), apresentando preferência por corpos d'água com águas correntes (Sousa et al., 2013) e a maioria delas com comportamento reprodutivo migratório, conforme avaliado no Capítulo 6 deste livro. Ainda dentre os tributários, tanto no ribeirão dos Veados (VEA) quanto no rio Paranapanema (PAR), analisaram-se 16 espécies com algum tipo de conteúdo estomacal, sendo no total 544 e 299 estômagos analisados, respectivamente.

O rio Paranapanema apresenta uma série de grandes lagoas marginais, das quais a maioria encontra-se conectada com a calha principal (Henry, 2014a). Para as lagoas marginais, das quais avaliou-se a dieta das assembleias de peixes, a Lagoa 1 (LG1) e a Lagoa 2 (LG2) tiveram um total de 402 (10 espécies) e 203 estômagos (11 espécies) analisados, respectivamente. Esses quatro últimos ambientes citados não apresentaram espécies exclusivas, e todas as espécies analisadas também foram encontradas em algum dos demais locais de amostragem (Tabela 6.1).

Das 26 espécies selecionadas para o estudo da dieta, seis delas foram capturadas em todos os locais de amostragem. Essas foram representadas por *Schizodon nasutus*, *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Serrasalmus maculatus*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus* (Tabela 6.1). Essas espécies consideradas constantes possuem hábito alimentar generalista/oportunista, fazendo uso dos recursos alimentares que estão em maior abundância em certas épocas do ano, e também hábito alimentar especialista, observados em organismos que concentram a energia em um tipo restrito de alimento e raramente mudam sua dieta (Gerking, 1994), como no caso de *C. modestus* e *S. insculpta*.

Tabela 6.1 – Número de indivíduos com conteúdo estomacal (N ≥ 4) pertencentes às espécies de peixes analisadas e locais de amostragem (REP: represa; TAQ: rio Taquari; VEA: ribeirão dos Veados; PAR: rio Paranapanema; LG1: Lagoa 1; LG2: Lagoa 2), sudeste do estado de São Paulo, Brasil.

Táxons	REP	TAQ	VEA	PAR	LG1	LG2
Ordem Characiformes						
Família Anostomidae						
Leporinus elongatus	14	–	9	5	–	–
Leporinus friderici	12	10	6	6	–	–
Leporinus striatus	–	5	–	–	–	–
Schizodon intermedius	39	–	53	35	34	23
Schizodon nasutus	65	50	32	35	16	22
Família Characidae						
Astyanax altiparanae	43	24	11	46	–	6
Astyanax fasciatus	112	42	29	39	–	–
Galeocharax knerii	24	–	5	9	–	–
Oligosarcus paranensis	8	13	11	–	5	4
Salminus hilarii	–	6	–	–	–	–
Família Curimatidae						
Cyphocharax modestus	46	94	97	28	92	13
Steindachnerina insculpta	34	30	44	18	56	17
Família Erythrinidae						
Hoplias malabaricus	14	–	29	13	18	9
Família Prochilodontidae						
Prochilodus lineatus	–	–	9	–	19	–
Família Serrasalmidae						
Metynis maculatus	5	–	–	–	–	–
Serrasalmus maculatus	86	35	49	6	45	37
Ordem Gymnotiformes						
Família Gymnotidae						
Gymnotus sylvius	5	6	–	7	–	6
Ordem Perciformes						
Família Cichlidae						
*Cichla kelberi**	5	–	–	–	–	–

Táxons	REP	TAQ	VEA	PAR	LG1	LG2
Ordem Siluriformes						
Família Callichthyidae						
Hoplosternum littorale	7	13	38	9	72	27
Família Doradidae						
Rhinodoras dorbignyi	–	6	–	21	–	–
Família Heptapteridae						
Pimelodella avanhandavae	–	6	–	–	–	–
Rhamdia quelen	–	12	–	–	–	–
Família Loricariidae						
Hypostomus ancistroides	–	25	–	–	–	–
Hypostomus regani	–	4	–	4	–	–
Família Pimelodidae						
Iheringichthys labrosus	46	9	7	–	–	–
Pimelodus maculates	46	15	115	18	45	39

*Espécie não nativa

Em relação à dieta das espécies, os itens alimentares identificados nos conteúdos estomacais foram agrupados em seis categorias tróficas, tais como: 1) Peixe (PE) tendo como item alimentar indivíduos identificáveis e não identificáveis; 2) Insetos aquáticos (IA) com material identificado até o nível taxonômico mais inferior possível e material não possível de identificar; 3) Insetos terrestres (IT), que assim como a categoria acima citada foi composta por material identificado até o nível taxonômico mais inferior possível e material não possível de identificar; 4) Outros invertebrados (OI) com animais invertebrados correspondentes aqueles que não possuem crânio, vértebras ou coluna dorsal; Vegetal (VE) com material vegetal superior e inferior e Detrito (DE) com material orgânico em diferentes estágios de decomposição (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 – Categorias tróficas de acordo com os itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes provenientes de represa (REP), rio Taquari (TAQ), ribeirão dos Veados (VEA), rio Paranapanema (PAR), Lagoa 1 (LG1) e Lagoa 2 (LG2), sudeste do estado de São Paulo, Brasil

Categoria Trófica	Itens Alimentares
Peixe (PE)	Indivíduos das ordens Characiformes e Perciformes; indivíduos das famílias Pimelodidae e Curimatidae; indivíduos das espécies *Astyanax* sp.; *A. fasciatus*; *A. altiparanae*; *Apareiodon affinis*; *Cichlasoma* sp.; *Cyphocharax modestus*; *Galeocharax knerii*; *Gymnotus* sp.; *Steindachnerina insculpta*; *Synbranchus marmoratus*; *Leporinu sfriderici* e restos de peixe não identificáveis (músculos, espinhos, escamas e nadadeiras).
Insetos aquáticos (IA)	Indivíduos das ordens Ephemeroptera incluindo as famílias Baetidae, Caenidae, Polymitarcyidae e Oligoneuriidae; Hemiptera incluindo a família Corixiidae; Odonata incluindo as famílias Gomphidae e Libellulidae; Coleoptera incluindo a família Gyrinidae; Diptera incluindo estágios larvais e pupa e as famílias Chironomidae, Ceratopogonidae e Chaoboridae; Trichoptera e Lepidoptera e restos de insetos aquáticos não identificáveis (asas, patas, cabeças).
Insetos terrestres (IT)	Ordens Hymenoptera, Hemiptera, Orthoptera, Blattodea e Coleoptera, incluindo as famílias Gyrinidae e Dytiscidae; e restos de insetos terrestres não identificáveis (asas, patas, cabeças).
Outros invertebrados (OI)	Crustacea (Decapoda, Cladocera, Copepoda, Amphipoda, Ostracoda e Conchostraca), Mollusca (Bivalvia, Gastropoda), Annelida (Oligochaeta e Hirudinea), Acari, Rotifera e Tecameba.
Vegetal (VE)	Folhas, capim, sementes, raízes, frutos, algas filamentosas e unicelulares.
Detrito (DE)	Material orgânico em diferentes estágios de decomposição.

Os itens alimentares consumidos pelos peixes foram de origem autóctone (proporcionada por recursos oriundos de dentro do sistema) e alóctone (proporcionada por recursos oriundos de fora do sistema), que chega em rios via aérea subterrânea ou carregada pelo vento (Begon et al., 2007). A importância relativa das fontes alimentares autóctone e alóctone em um sistema aquático é dependente das dimensões do corpo d'água e dos tipos de comunidades terrestre que depositam material orgânico nesses ambientes (Begon et al., 2007). Nesse sentido é possível avaliar vários padrões de uso dos recursos pela assembleia de peixes em reservatórios neotropicais. Entre os poucos estudos que abordam os efeitos em longo prazo do reservatório sobre dinâmica trófica da assembleia de peixes foi observado que em reservatórios antigos, embora de pequeno porte, os peixes ainda utilizam itens de origem alóctones em sua dieta (Dias et al., 2005). Por outro lado, em reservatórios com período de formação de médio a longo e com grande capacidade, a cadeia alimentar das espécies de peixes é mantida principalmente por itens autóctones (Abelha et al., 2005; Bennemann et al., 2011; Lima, 2012). Na maioria dos sistemas de hidrelétricas, itens alóctones se apresentam para a ictiofauna disponíveis em grande quantidade e constância. Esses fatores (disponibilidade e constância) podem ser considerados como os elementos básicos que explicam os processos de estreitamento das relações tróficas das assembleias de peixes nesses sistemas. Assim, os resultados aqui apresentados permitem ressaltar a importância desses itens na dieta da ictiofauna em reservatórios. No entanto, com exceção das algas, os itens alimentares inseridos na categoria vegetal, considerado recurso alóctone, são amplamente utilizados na dieta das espécies de peixes. Possivelmente, a utilização desse recurso pode ser um reflexo do ajustamento ictiofaunístico ao regime hídrico a que a maior parte dos reservatórios é submetida. Esses dados corroboram outros sistemas analisados, bem como com as perspectivas desenhadas para reservatórios de idade (Araújo-Lima et al., 1995; Abelha et al., 2005; Dias et al., 2005; Agostinho et al., 2007; Bennemann et al., 2011).

As fontes alimentares alóctones são comumente encontradas nos reservatórios brasileiros como visto na dieta dos peixes do reservatório de Itupararanga (SP) (Ribeiro et al., 2014). Essa constatação também foi obtida no reservatório de Lajes, formado em 1908, localizado na bacia do Rio Paraíba (Dias et al., 2005) e em outros estudos realizados em reservatórios mais

recentes, todos com mais de 30 anos, como os do Médio e do Baixo Tietê (Smith, 2003; Pereira et al., 2005) e no reservatório de Rosana no rio Paranapanema (Pelicice; Agostinho, 2006).

Após a identificação dos itens alimentares consumidos pelos peixes e agrupamento deles em categoria alimentar, realizou-se a análise do Índice Alimentar (IAi), verificando-se quais as principais categorias alimentares da dieta das espécies de cada local amostrado (Tabela 6.3).

Tabela 6.3 – Índice Alimentar (IAi %) dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes de represa (REP), rio Taquari (TAQ), ribeirão dos Veados (VEA), rio Paranapanema (PAR), Lagoa 1 (LG1) e Lagoa 2 (LG2), sudeste do estado de São Paulo, Brasil. Categoria alimentar: PE: Peixes; IA: Insetos Aquáticos; IT: Insetos Terrestres; OI: Outros Invertebrados; VE: Vegetal e DE: Detrito). Guilda Trófica: Pis: Piscívoro; Ins: Insetívoro; Inv: Invertívoro; Her: Herbívoro; Det: Detritívoro (Guilda trófica estabelecida pelos resultados acima de 50% – Números em negrito)

Táxons	Trecho	Guilda Trófica	Categoria Alimentar					
			PE	IA	IT	OI	VE	DE
ORDEM CHARACIFORMES								
Família Anostomidae								
Leporinus elongatus	**REP**	Inv	–	1,3	–	**54,0**	45,3	0,3
	VEA	Inv	–	6,8	–	**74,9**	15,9	2,43
	PAR	Inv	18,6	–	–	**79,3**	2,1	–
Leporinus friderici	**REP**	Her	–	–	–	33,5	**67,0**	0,8
	TAQ	Her	0,2	–	–	–	**99,6**	0,2
	VEA	Her	–	0,3	0,7	–	**99,0**	–
	PAR	Her	–	0,2	–	0,0	**70,6**	29,2
Leporinus striatus	**TAQ**	Her	–	13,3	–	–	**86,8**	–
Schizodon intermedius	**REP**	Her	–	–	–	–	**99,8**	0,2
	VEA	Her	–	–	–	–	**98,3**	1,7
	PAR	Her	–	–	–	–	**100**	–
	LG 1	Her	–	–	–	–	**100**	–
	LG 2	Her	–	–	–	–	**97,6**	2,4

Táxons	Trecho	Guilda Trófica	Categoria Alimentar					
			PE	IA	IT	OI	VE	DE
Schizodon nasutus	**REP**	Her	0,3	0,1	–	0,5	**89,9**	9,6
	TAQ	Her	–	–	–	–	**98,1**	1,9
	VEA	Her	–	–	–	–	**89,9**	10,1
	PAR	Her	–	–	–	–	**100**	–
	LG 1	Her	–	–	–	–	**100**	–
	LG 2	Her	–	0,2	–	0,0	**99,6**	0,1
Família Characidae								
Astyanax altiparanae	**REP**	Oni	4,0	18,8	3,9	0,6	47,3	–
	TAQ	Her	0,5	0,4	4,5	–	**94,6**	–
	VEA	Her	0,1	6,3	3,4	–	**58,2**	1,3
	PAR	Her	5,9	0,8	11,3	0,1	**81,9**	–
	LG 2	Her	–	3,8	3,8	–	**92,3**	–
Astyanax fasciatus	**REP**	Her	0,4	19,6	2,8	0,5	**59,4**	0,2
	TAQ	Her	–	0,2	8,6	–	**91,2**	–
	VEA	Her	0,0	26,6	0,1	2,9	**70,3**	0,0
	PAR	Her	–	20,9	8,0	–	**71,1**	0,0
Galeocharax knerii	**REP**	Pis	**100**	–	–	0,5	–	–
	VEA	Pis	**100**	–	–	–	–	–
	PAR	Pis	**99,9**	–	–	0,1	–	–
Oligosarcus paranensis	**REP**	Pis	**72,2**	–	–	27,8	–	–
	TAQ	Pis	**100**	0,0	–	–	–	–
	VEA	Pis	**67,5**	0,3	–	32,2	–	–
	LG 1	Pis	**100**	–	–	–	–	–
	LG 2	Pis	**99,4**	0,6	–	–	–	–
Salminus hilarii	**TAQ**	Pis	**95,5**	–	–	0,4	4,1	–
Família Curimatidae								
Cyphocharax modestus	**REP**	Det	–	0,2	–	0,6	0,4	**99,3**
	TAQ	Det	–	–	–	–	21,7	**78,4**
	VEA	Det	–	–	–	–	5,5	**94,5**
	PAR	Det	–	–	–	–	0,7	**99,3**
	LG 1	Det	–	–	–	–	0,9	**99,1**
	LG 2	Det	–	–	–	–	1,8	**98,2**

Táxons	Trecho	Guilda Trófica	Categoria Alimentar					
			PE	IA	IT	OI	VE	DE
Steindachnerina insculpta	**REP**	Det	–	0,2	–	0,6	1,4	**98,3**
	TAQ	Det	–	–	–	–	0,4	**99,6**
	VEA	Det	–	–	–	–	1,3	**98,7**
	PAR	Det	–	–	–	–	1,3	**98,7**
	LG 1	Det	–	–	–	–	2,8	**97,2**
	LG 2	Det	–	–	–	–	0,5	**99,5**
Família Erythrinidae								
Hoplias malabaricus	**REP**	Pis	**99,9**	0,2	–	–	–	–
	VEA	Pis	**100**	–	–	0,0	–	–
	PAR	Pis	**100**	–	–	–	–	–
	LG 1	Pis	**99,9**	0,0	–	–	0,1	–
	LG 2	Pis	**99,9**	–	–	–	0,1	–
Família Prochilodontidae								
Prochilodus lineatus	**VEA**	Det	–	0,0	0,0	–	16,1	**83,9**
	LG1	Det	–	–	–	–	5,1	**94,9**
Família Serrasalmidae								
*Metynnis maculatus**	**REP**	Her	–	–	–	–	**100**	–
Serrasalmus maculatus	**REP**	Pis	**94,9**	1,9	0,7	0,9	1,8	0,4
	TAQ	Pis	**97,9**	–	–	0,3	1,8	–
	VEA	Pis	**98,8**	0,3	0,9	–	0,0	–
	PAR	Pis	**96,5**	2,2	–	–	1,3	–
	LG1	Pis	**93,5**	5,6	0,2	–	0,7	–
	LG2	Pis	**98,5**	0,7	0,8	–	1,9	–
ORDEM GYMNOTIFORMES								
Família Gymnotidae								
Gymnotus sylvius	**REP**	Ins	–	**92,7**	–	1,4	5,8	–
	TAQ	Oni	13,6	44,3	0,01	0,1	42,1	–
	PAR	Pis	**58,6**	1,3	0,1	–	40,1	–
	LG2	Oni	47,7	35,9	3,4	–	2,1	10,9
ORDEM PERCIFORMES								
Família Cichlidae								
*Cichla kelberi**	**REP**	Pis	**100**	–	–	–	–	–

Táxons	Trecho	Guilda Trófica	Categoria Alimentar					
			PE	IA	IT	OI	VE	DE
ORDEM SILURIFORMES								
Família Callichthyidae								
Hoplosternum littorale	**REP**	Ins	–	**89,5**	9,2	0,7	0,7	–
	TAQ	Oni	–	42,5	–	29,1	2,4	25,9
	VEA	Det	–	17,6	0,1	5,6	0,1	**76,6**
	PAR	Ins	–	**95,9**	0,2	0,1	2,2	1,5
	LG 1	Ins	–	**64,4**	–	5,3	–	30,2
	LG 2	Oni	–	46,6	0,6	38,8	0,01	14,0
Família Doradidae								
Rhinodoras dorbignyi	**TAQ**	Ins	–	**94,2**	–	2,2	0,1	3,5
	PAR	Ins	–	**99,8**	–	0,1	0,0	0,0
Família Heptapteridae								
Pimelodella avanhandavae	**TAQ**	Her	18,9	2,2	–	0,01	**65,2**	13,6
Rhamdia quelen	**TAQ**	Pis	**99,1**	–	0,5	–	0,13	0,24
Família Loricariidae								
Hypostomus ancistroides	**TAQ**	Det	–	–	–	–	0,0	**99,8**
Hypostomus regani	**TAQ**	Det	–	–	–	–	0,0	**99,7**
	PAR	Det	–	–	–	0,0	20,2	**79,8**
Família Pimelodidae								
Iheringichthys labrosus	**REP**	Ins	0,9	**56,8**	0,1	40,7	1,4	1,1
	TAQ	Det	–	24,3	–	1,3	7,9	**66,5**
	VEA	Ins	–	**88,3**	–	2,9	2,2	6,6
Pimelodus maculates	**REP**	Ins	4,3	**59,0**	3,6	21,8	9,4	1,9
	TAQ	Pis	**95,9**	0,5	0,6	–	2,9	0,1
	VEA	Oni	6,6	33,0	0,5	13,8	29,7	16,4
	PAR	Pis	**97,6**	0,4	1,3	0,3	0,4	0,0
	LG 1	Ins	0,9	**72,0**	0,1	13,5	1,7	11,8
	LG 2	Ins	0,4	**91,5**	0,9	1,6	0,3	5,2

*Espécie não nativa.

Para uma melhor compreensão dos dados, as categorias alimentares ingeridas pelas espécies foram classificadas em guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar de maior preferência (> 50%), ficando assim estabelecidas (Tabela 6.4):

Tabela 6.4 – Categoria alimentar e guildas tróficas (estabelecida com base no % IAi > 50%) consumido pela ictiofauna do complexo de Jurumirim (represa, tributários e lagoas)

CATEGORIA ALIMENTAR	GUILDA TRÓFICA
Peixes	PISCÍVORO
Insetos Aquáticos	INSETÍVORO
Insetos Terrestres	INSETÍVORO
Outros Invertebrados	INVERTÍVORO
Vegetal	HERBÍVORO
Detrito	DETRITÍVORO
Espécies que se alimentaram de origem animal e vegetal em proporções semelhantes	ONÍVORO

Mesmo com a interferência exercida pelas barragens sobre o fluxo de energia (Agostinho et al., 1992) e da limitação espacial existente nos tributários e lagoas, o presente estudo mostrou uma variedade de guildas tróficas. Esse fato pode ser visto nas seis espécies que estiveram presente em todos os locais de estudo (*S. nasutus*, *C. modestus*, *S. insculpta*, *S. maculatus*, *H. littorale* e *P. maculatus*), em que duas delas (*H. littorale* e *P. maculatus*) alteraram sua dieta entre os trechos. A espécie *H. littorale*, de acordo com o índice alimentar, classificou-se na represa (REP), no rio Paranapanema (PAR) e na Lagoa 1 (LG1) como Insetívora; no rio Taquari (TAQ) e na Lagoa 2 (LG2), como Onívora, e no ribeirão dos Veados como Detritívora. Já a espécie *P. maculatus* classificou-se na represa (REP), na Lagoa 1 (LG1) e na Lagoa 2 (LG2) como Insetívora, no rio Taquari e no rio Paranapanema como Piscívora, e no ribeirão dos Veados classificou-se como Onívora (Tabela 6.3).

Outras espécies também apresentaram diferenças na dieta entre os locais de estudo, como exemplo: *Astyanax altiparanae* classificada na represa (REP) como Onívora e nos demais ambientes (rio Taquari, ribeirão dos Veados, rio Paranapanema, Lagoa 1 e Lagoa 2) como Herbívora;

Gymnotus sylvius classificada na represa (REP) como Insetívora; no rio Paranapanema (PAR) como Piscívora e no rio Taquari (TAQ) e na Lagoa 2 (LG2) como Onívora. Já a espécie *Iheringichthys labrosus* foi classificada na represa (REP) e no ribeirão dos Veados (VEA) como Insetívora e no rio Taquari (TAQ) como Detritívora. Todas as demais espécies analisadas não alteraram a dieta entre os locais amostrados (Tabela 6.3).

Esse resultado afirma a premissa de que a maioria dos peixes neotropicais apresenta capacidade suficiente (plasticidade alimentar) para ajustar sua dieta (Hahn; Fugi, 2007), e quando um alimento se torna disponível muitas espécies são hábeis para tomar vantagem desse recurso (Gerking, 1994), explorando itens dessas categorias alimentares que se encontram em maior quantidade (Marçal-Shimabuku; Peret, 2002).

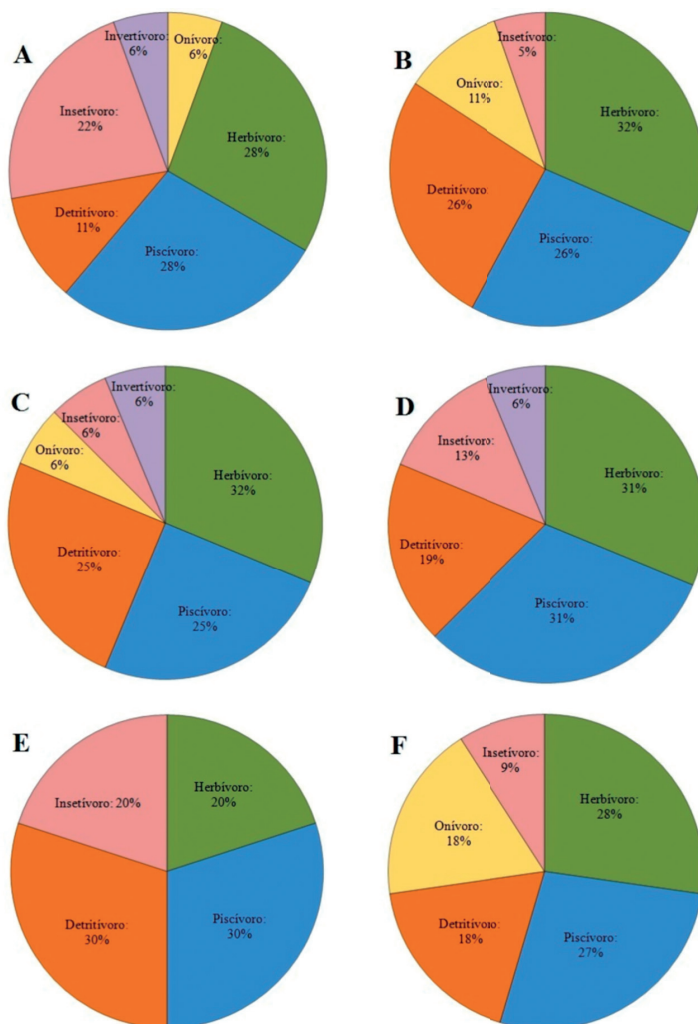
Para uma melhor visualização das guildas trófica utilizada pelas espécies, fez-se uma proporção de cada uma delas para cada ambiente (Figura 6.1). A partir disso, pôde se verificar que as guildas tróficas Herbívora, Piscívora, Detritívora e Insetívora foram mais representativas em todos os ambientes. Esses resultados são semelhantes aos que geralmente são encontrados em outros reservatórios mais antigos, como sumarizados por Araújo-Lima et al. (1995) e em estudos mais recentes realizados por Agostinho et al. (2007), Souto (2011) e Lima (2012).

Para a represa (REP) a dieta das espécies foi composta por seis guildas tróficas, tendo a herbivoria e a piscivoria representadas por 28%, a insetivoria, por 22%, a detritivoria, por 11%, a invertivoria e a onivoria representadas por 6% (Figura 6.1A).

Nos tributários, como o rio Taquari (TAQ), a dieta dos peixes foi composta por cinco guildas tróficas. A guilda trófica mais representativa foi a herbívora com 32%, seguida por piscívora e detritívora com 26%, onívora com 11% e insetívora com 5% (Figura 6.1B) No ribeirão dos Veados (VEA), seis guildas trófica compuseram a dieta das espécies, sendo herbívora com 32%, piscívora e detritívora com 25%, e insetívora, invertívora e onívora com 6% (Figura 6.1C). Para o rio Paranapanema (PAR), cinco guildas trófica foram utilizadas, onde a herbívora e a piscívora foram representadas por 31%, a detritívora, por 19%, a insetívora, por 13%, e a invertívora, por 6% (Figura 6.1D).

Para as lagoas marginais, a dieta das espécies foi composta por quatro guildas tróficas na Lagoa 1 (LG1), sendo essas representadas por piscívora

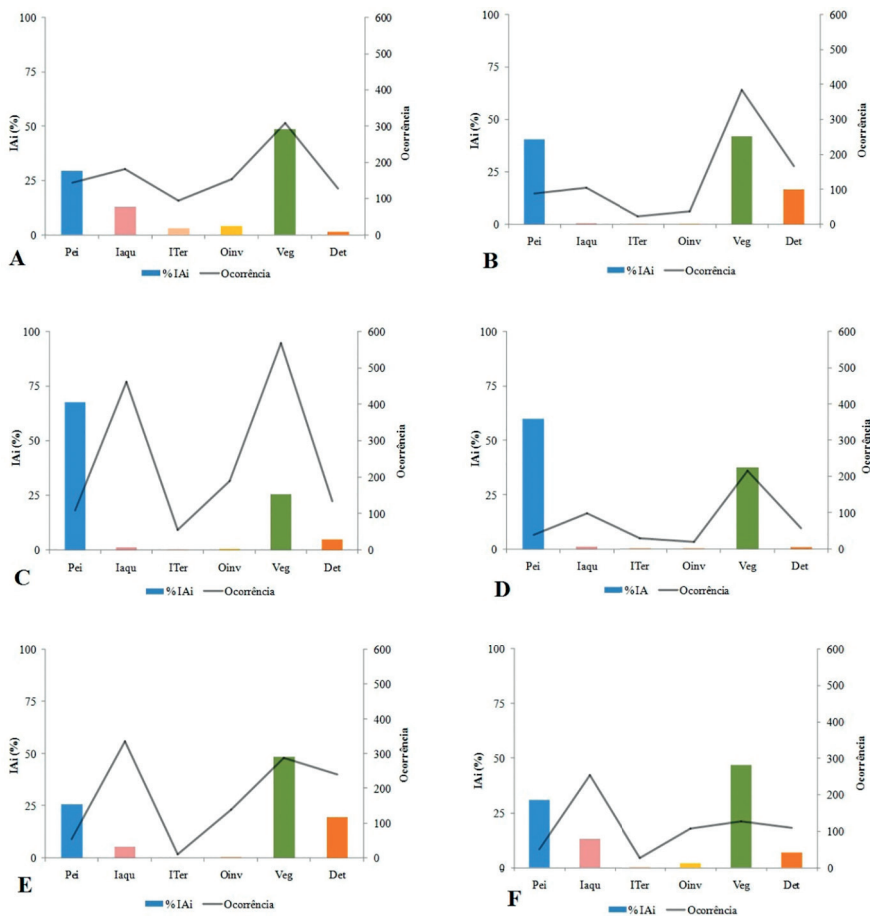
e detritívora com 30% e herbívora e insetívora com 20% (Figura 6.1E). Já para a Lagoa 2 (LG2), cinco guildas tróficas foram utilizadas, tais como herbívora com 28%, piscívora com 27%, detritívora e onívora com 18%, e insetívora com 9% (Figura 6.1F).

Figura 6.1 – Proporção das guildas tróficas utilizadas na dieta das espécies de peixes proveniente de represa (REP), rio Taquari (TAQ), ribeirão dos Veados (VEA), rio Paranapanema (PAR), Lagoa 1 (LG1) e Lagoa 2 (LG2), sudeste do estado de São Paulo, Brasil

Figuras: **A** (REP); **B** (TAQ); **C** (VEA); **D** (PAR); **E** (LG1); **F** (LG2).

O índice alimentar (IAi) relacionado com a frequência de ocorrência na dieta das espécies de cada local estudado demonstrou a importância das categorias alimentares em relação à disponibilidade dos recursos alimentares. Por esse resultado pôde-se observar que nem sempre o recurso alimentar mais abundante é o mais importante na dieta das espécies e vice-versa, ou seja, nem sempre o recurso mais importante na dieta é o mais abundante no ambiente. Como nos ambientes como represa (REP), rio Taquari (TAQ) e ribeirão dos Veados (VEA), observou-se que a categoria alimentar peixe (PE) foi a mais importante e menos abundante, e as categorias detrito (DE), vegetal (VE), insetos aquáticos (IA), insetos terrestres (IT) e outros invertebrados (ON), menos importantes e mais abundantes (Figura 6.2A,B,C). Já para o rio Paranapanema (PAR), Lagoa 1 (LG1) e Lagoa 2 (LG2), as categorias peixe (PE) e vegetal (VE) foram as mais importantes e menos abundantes, e as categorias detrito (DE), vegetal (VE), insetos aquáticos (IA), insetos terrestres (IT) e outros invertebrados (OI), menos importantes e mais abundantes (Figura 6.2 D, E, F).

A comparação da ocorrência dos itens alimentares em relação à importância alimentar mostrou que os itens em maior quantidade no ambiente não são necessariamente os itens mais importantes na composição trófica das espécies. Ou seja, não basta somente o alimento estar disponível, pois a dieta de um peixe não depende somente do suprimento alimentar, mas também de sua capacidade em explorá-lo, que está estritamente relacionada a aspectos morfológicos (Knöppel, 1970). Além disso, a importância/disponibilidade dos recursos alimentares pode estar associada a algumas categorias tróficas que foram perdidas ou se tornaram restritas a poucas espécies (Agostinho et al., 2008; Gandini et al., 2012).

Os resultados apresentados neste estudo são considerados como uma visão geral da acomodação trófica das assembleias de peixes em reservatórios neotropicais antigos, em que a ictiocenose encontrada nesses ambientes explora os recursos alimentares mais disponíveis ao longo do tempo de formação e período pós-enchimento dos reservatórios. Além disso, essa estrutura trófica está intimamente ligada ao regime hidrológico a que o reservatório é submetido, seja por pulsos de inundação naturais, seja por controle de água vertida pelas usinas hidrelétricas. Os efeitos hidrológicos sobre a dieta das espécies de peixes foram também observados por Abelha et al. (2005) e Dias et al. (2005), que encontraram resultados similares em

Figura 6.2 – Relação Índice Alimentar (IAi) *versus* Ocorrência (FO) de recursos alimentares na dieta das espécies de peixes proveniente de represa (REP), rio Taquari (TAQ), ribeirão dos Veados (VEA), rio Paranapanema (PAR), Lagoa 1 (LG1) e Lagoa 2 (LG2), sudeste do estado de São Paulo, Brasil

Figuras: **A** (REP); **B** (TAQ); **C** (VEA); **D** (PAR); **E** (LG1); **F** (LG2).

estudos realizados no reservatório de Capivari e Lajes, onde a ictiofauna se alimenta de recursos provenientes da vegetação no seu entorno e do ecótono água/floresta.

Com exceção de *Ciclha kelberi* que apresentou ocorrência limitada ao reservatório, destaca-se a ausência de predadores de topo de cadeia não

nativos, possivelmente contribuindo positivamente com a composição trófica de um ambiente, já que a introdução de espécies não nativas acarreta em grandes alterações na estrutura e composição da ictiofauna local, promovendo reflexos diretos na dinâmica trófica desse sistema.

Os resultados aqui apresentados nos permitiram concluir que diversos fatores influenciam a dinâmica trófica de peixes em reservatórios neotropicais, sendo os mais importantes o tempo de formação, o tamanho e o perfil dos reservatórios. Ainda, é possível inferir que a ictiofauna remanescente apresenta tendência em explorar categorias tróficas mais abundantes e constantes no ambiente, promovendo uma simplificação alimentar, fazendo que os principais grupos tróficos encontrados na ictiofauna de reservatórios sejam herbívoros, detritívoros e piscívoros.

7
Aspectos parasitológicos dos peixes

*Aline Angelina Acosta, Amanda Thaís Godoy, Fábio Hideki Yamada,
Heleno Brandão, Jaciara Vanessa Krüger Paes, Marcela Fontes Bongiovani,
Maria Isabel Müller, Priscilla de Oliveira Fadel Yamada,
Rodrigo Bravin Narciso e Reinaldo José da Silva*

Os peixes apresentam uma maior quantidade e variedade de parasitas do que qualquer outra classe de vertebrados, pelo fato de esses organismos terem vivido por um longo período de tempo em estreita associação com a maior variedade de formas de invertebrados, sendo os principais grupos de parasitas de peixes neotropicais de água doce: Protozoa, Myxozoa (= Myxosporida), Ciliophora, Platyhelminthes (Monogenea, Trematoda (Digenea) e Cestoda), Nematoda, Acanthocephala, Arthropoda (Copepoda, Brachyura e Isopoda), Annelida (Hirudinea) e Pentastomida (Thatcher, 2006).

Ecossistemas aquáticos que sofrem impactos ambientais, como os provocados pelo represamento de usinas hidrelétricas, podem apresentar alterações na dinâmica populacional da fauna autóctone. Nessas condições, a ictiofauna pode ser a mais afetada, o que influencia tanto a prevalência como o tamanho das infrapopulações de parasitas desses animais (Pavanelli e Takemoto, 2000).

Nesse contexto, a questão da biodiversidade global tem sido muito discutida atualmente e alguns autores têm defendido o estudo das espécies de parasitas como parte fundamental dessa questão; entretanto, estudos sobre sistemática e biodiversidade parasitária no mundo são escassos (Brooks; Hoberg, 2001; Poulin; Morand, 2004). Essa biodiversidade pode ser abordada não apenas como uma questão de inventário de espécies, mas também nos estudos das relações hospedeiro-parasita em função das variáveis ecológicas (Poulin; Morand, 2004).

Além de os parasitas indicarem muitos aspectos biológicos de seus hospedeiros, eles podem também ser indicadores diretos da qualidade

ambiental. Assim podem ser considerados ferramentas complementares das análises químicas da água e sedimento e dos ensaios biológicos utilizados como indicadores de perturbação do ecossistema (Galli et al., 2001). Nesse contexto, determinar o papel integral dos parasitas nos ecossistemas naturais, identificar os pontos de acesso de alta diversidade parasitária, assim como áreas de baixa diversidade é de grande importância para o conhecimento do funcionamento da biosfera (Luque; Polin, 2007).

A ecologia de comunidades de parasitas, no entanto, é uma disciplina recente que define os padrões na estrutura da comunidade parasitária, riqueza e diversidade (Esch et al., 1990; Kennedy, 1995). A maioria dos dados sobre composição e diversidade das comunidades parasitárias dos peixes está concentrada nas regiões temperadas (Bush et al., 1990; Kennedy, 1990; Nelson; Dick, 2002; Johnson et al., 2004) na América do Sul (Alves; Luque, 2001), México (Salgado-Maldonado; Kennedy, 1997) e Austrália (Kennedy, 1995).

Takemoto et al. (2005) argumentam, entretanto, que os resultados disponíveis sobre a riqueza de espécies de parasitas são inconsistentes em razão de a maioria dos conjuntos de dados usados ser de muitas fontes, espécies hospedeiros e zonas geográficas diferentes, que agrega elementos de variabilidade para os conjuntos de dados utilizados na análise. Para minimizar tais discrepâncias os autores sugerem examinar a variação na riqueza de espécies dos parasitas entre um grupo de espécies hospedeiras da mesma área. Uma vez que os fatores que promovem a riqueza de comunidades parasitárias incluem recursos do hospedeiro, como tamanho do corpo, distribuição geográfica e amplitude de dieta (Esch et al., 1990; Poulin, 1995; Choudhury; Dick, 1998; Nelson; Dick, 2002; Johnson et al., 2004).

Poucos estudos, no entanto, têm sido feitos sobre ciclo de vida do parasita na região Neotropical (Thatcher, 2006). Assim, o estudo da ecologia de parasitas de peixes oferece informações importantes não só a respeito de seus hospedeiros, mas também sobre as características do ambiente. Isso pode ser evidenciado já que as alterações ambientais, principalmente as que decorrem de oscilações da dinâmica hidrológica, servem para justificar a presença de determinadas espécies de parasitas, além de explicar as respectivas prevalências e intensidades de parasitismo.

Nesse contexto, a realização do presente projeto teve como objetivo contribuir com informações sobre a parasitofauna de peixes da represa

de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema) na busca de uma ferramenta que auxilie nas diretrizes da gestão ambiental e também possa subsidiar novos estudos relacionados à preservação e mitigação dos impactos decorrentes dos barramentos e de introdução de espécies alóctones (Carvalho, 2009).

Inicialmente, será feita uma breve descrição dos principais parasitas de peixes e aspectos biológicos e ecológicos a eles relacionados. A seguir, serão apresentados os parasitas identificados em peixes coletados na represa de Jurumirim durante a realização do projeto.

Protozoa

Os protistas são eucariotos unicelulares que, segundo a classificação taxonômica mais recente, são considerados um grupo basal polifilético que possui filos nos cinco reinos (Cavalier-Smith, 2003). Essa nova classificação será a utilizada neste capítulo, que abordará alguns dos principais protozoários parasitas encontrados em peixes.

Filo Amoebozoa

Indivíduos do filo Amoebozoa possuem como características principais a presença de células nuas ou com "casca", cristas mitocondriais tubulares ou ramificadas, formação de cistos, morfologia variável, reprodução sexuada ou assexuada, formação de células que se diferenciam em estruturas pedunculadas ou não, formação de esporos ou agregados de massas multicelulares (Eiras, 2013a). A identificação morfológica desse grupo é complexa, sendo necessária a ferramenta molecular usando o gene ribossomal ssrRNA (Sims et al., 1999). É um grupo numeroso e os gêneros que podem parasitar os peixes são: *Entamoeba, Schizamoeba, Nuclearia, Vannella, Naegleria, Cochlipodium, Neoparamoeba, Acanthamoeba* e *Thecamoeba*, entre outros (Eiras, 2013a). No entanto, existem poucos relatos indicando severidade relacionadas a esses parasitas, com exceção da espécie *Neoparamoeba perurans*, responsável pela Doença Branquial Amebiana (Eiras, 2013a), que afeta principalmente os salmonídeos em cultura (Zilberg; Munday, 2006).

Filo Euglenozoa

Os protozoários flagelados parasitas desse grupo possuem como característica principal a presença de um ou mais flagelos para locomoção (Marchiori; Martins, 2013). São organismos pequenos, unicelulares e possuem a presença do cinetoplasto, que possui DNA mitocondrial complexo (Lukes et al., 2002). Os gêneros mais comuns em peixes são *Trypanosoma*, *Cryptobia* e *Ichthyobodo*.

Trypanosoma spp., encontrado no sangue dos peixes e outros vertebrados, e os hirudíneos (sanguessugas) são os vetores na transmissão do parasita (Marchiori; Martins, 2013). O ciclo de vida se inicia após o contato com o vetor, em seguida ocorre um período de ausência dos flagelados no sangue periférico, chamado de período pré-patente, que varia de 2 a 9 dias. Na segunda fase, os parasitas desenvolvem uma forma delgada no sangue periférico e essa fase pode durar várias semanas, com alta parasitemia. Na terceira fase, ocorre diminuição dos flagelados no sangue, e, na fase seguinte, quase não se encontram os parasitas no sangue periférico do peixe (Woo, 2006; Machiori; Martins, 2013). No trato digestório dos hirudíneos, os parasitas se desenvolvem em amastigotas e esferomastigotas. Em seguida, se transformam em epimastigotas e migram para a probóscide dos hirudíneos onde se transformarão em metatripomastigota que serão inoculados nos peixes durante o repasto sanguíneo (Woo, 2006).

O seu potencial patogênico está relacionado à intensidade dos parasitas e à idade dos hospedeiros, em que os mais jovens podem ser mais suscetíveis (Machiori; Martins, 2013).

O gênero *Cryptobia*, semelhante ao *Trypanosoma* em morfologia, inclui espécies encontradas na pele, brânquias e no trato digestório dos peixes. A transmissão diferente de *Trypanosoma* é por contato direto ou pela ingestão no caso de endoparasitas (Machiori; Laterça, 2013). *Cryptobia salmositica* é muito estudada e responsável pela doença criptobiose considerada uma doença importante em cultivos de salmonídeos. Sua patologia engloba sintomas como exoftalmia, ascite, esplenomegalia e hepatomegalia (Woo, 2006).

O gênero *Ichthyobodo* inclui ectoparasitas, com ampla distribuição geográfica, baixa especificidade de hospedeiro e alta tolerância a mudanças do ambiente. Os parasitas desse gênero possuem dois estágios, um parasita e um de vida livre, a transmissão é direta e a morfologia, em forma ovalada,

achatada, assimétrica e com um par de flagelos (Woo, 2006). A espécie *Ichthyobodo necator* é conhecida por causar doenças em salmonídeos e ciprinídeos jovens em pisciculturas (Robertson, 1985).

Filo Metamonada

Protozoários desse filo que possuem importância para peixes são endoparasitas oportunistas do gênero *Hexamita*. São encontrados nos cecos pilóricos e intestinos do hospedeiro (Uldal; Buchmann, 1996) e a parasitose somente ocorre em situações adversas para o hospedeiro, tanto como baixa da imunidade ou alguma alteração ambiental (Machiori; Martins, 2013). A idade do hospedeiro também pode influenciar na parasitose (Uldal; Buchmann, 1996). *Hexamita* spp. possuem o corpo alongado para esférico com dois núcleos ovais ou esféricos na parte anterior do corpo, três pares de flagelos na parte anterior e um par na parte posterior (Woo, 2006; Machiori; Martins, 2013).

O ciclo de vida é direto e a transmissão é via oral, no qual os peixes ingerem os trofozoítos e/ou cistos presentes na água que foram eliminados anteriormente nas fezes (Woo, 2006). A espécie mais conhecida é *Hexamita salmonis* que causa problemas sérios em salmonídeos em piscicultura (Tojo; Santamarina, 1998).

Filo Miozoa

Dinoflagelados são encontrados com frequência em ambientes aquáticos (Noga; Levy, 2006). Muitas espécies produzem toxinas que podem causar mortandades em peixes de cultivo e ambiente natural (Rensel; Whyte, 2003). Os principais gêneros são *Amyloodinium* e *Piscinoodinium*. A morfologia e os ciclos de vida são semelhantes. Possuem a forma trofonte em formato de pera, presença de cloroplastos e discos de fixação que irradiam organelas chamadas rizocistos (em forma de raiz) que se fixam no hospedeiro (Machiori; Laterça, 2013; Noga; Levy, 2006). O ciclo de vida possui três etapas: a primeira é trofonte, fase parasita; em seguida o parasita se destaca do hospedeiro e se torna o tomonte (cisto), segunda fase do ciclo. Nessa

fase o parasita se reproduz formando os dinósporos (fase infectante) que são liberados para completar o ciclo (Brown, 1931; Machiori; Laterça, 2013).

Podem causar hemorragias petequiais no tegumento, degeneração e necrose das células, hiperplasia branquial e fusão das lamelas secundárias diminuindo a capacidade respiratória dos peixes, sendo o grau de patogenia elevado (Pavanelli et al., 2008). As espécies mais conhecidas por causar danos em pisciculturas tropicais e temperadas são: *Piscinoodinium pillulare* e *Amyloodinium ocelatum*.

Filo Ciliophora

O filo Ciliophora ou Ciliata inclui mais de sete mil espécies conhecidas, com ampla distribuição geográfica e importantes parasitas de peixes (Dickerson, 2006; Eiras, 2013a,b). São protozoários complexos constituindo-se basicamente de dois núcleos, o macronúcleo e o micronúcleo, e cílios pelo corpo que possuem a função de locomoção. As espécies mais comuns em peixes são *Ichthyophthirius multifilis*, *Trichodina* spp., *Apiosoma* spp., *Epistylis* spp., *Chilodonella* spp., *Tetrahymena* spp., *Balantidium piscicola* e *Nyctotherus piscicola*. Alguns serão discutidos a seguir.

Ichthyopthirius multifilis é um dos protozoários mais patogênicos de peixes de água doce e salgada e não apresenta especificidade de hospedeiro (Dickerson, 2006). Pela ampla distribuição, é considerado um grande problema para a aquicultura mundial (Hoffman, 1999). Provoca a doença conhecida como doença dos pontos brancos, ictiofitiríase ou ictio (Pavanelli et al., 2008). No tegumento ou tecido branquial do peixe, causa pequenas lesões esbranquiçadas que podem levar à morte. A morfologia do parasita na fase trofonte (madura) é arredondada, envolvido por cílios, e é possível observar um grande macronúcleo em forma de ferradura (Eiras, 2013c; Pavanelli et al., 2008).

O ciclo de vida é simples e apresenta três fases: a fase de trofonte que é parasita e quando maduro se destaca do hospedeiro e adere ao substrato. No substrato ocorre a modificação para um cisto gelatinoso (tomonte) que vai produzir, por divisão binária, os tomitos que adquirem os cílios e se originam os terontes. Esses possuem capacidade infectante e têm como objetivo atingir o próximo hospedeiro rapidamente, nas primeiras 24 horas, e

assim perfurar o tecido epitelial do hospedeiro e iniciar a sua alimentação dos restos de células e fluídos do hospedeiro (Pavanelli et al., 2008; Eiras, 2013c; Dickerson, 2006).

Aparentemente, temperaturas oscilantes e quentes favorecem surtos desse protozoário, pois os tomitos se desenvolvem melhor em temperaturas quentes (Nigrelli et al., 1976). Esses parasitas se alimentam dos tecidos e fragmentos das células destruídas nas lesões e podem proliferar por todo o corpo e brânquias do hospedeiro. *Cryptocaryon irritans* é um ciliado semelhante ao *I. multifilis*, possui o mesmo ciclo, mesma sintomatologia e patogenia mas infecta somente peixes marinhos e de aquários (Dickerson, 2006; Pavanelli et al., 2008).

Espécies do gênero *Trichodina* são comumente encontrados em pisciculturas. São na maioria ectoparasitas e alguns poucos endoparasitas (Eiras, 2013c). Embora considerados parasitas, somente manifestam essa particularidade quando ocorre alguma mudança ambiental, principalmente em pisciculturas. Em princípio são ciliados comensais que se alimentam de bactérias, algas e partículas em suspensão, mas que em determinadas condições do ambiente podem se reproduzir rapidamente e se alimentarem de células epiteliais dos peixes, causando a patogenia (Basson; Van, 2006; Eiras, 2013c). Sua morfologia é única e de fácil identificação. São ciliados circulares, achatados e em uma das faces apresenta um disco adesivo com estruturas rígidas e complexas, características fundamentais para diagnóstico das espécies (Eiras, 2013c).

Os ciliados dos gêneros *Apiosoma* e *Epistylis* são encontrados frequentemente na superfície dos peixes (Pavanelli et al., 2008). Assim como os tricodinídeos, são ectocomensais, alimentam-se de bactérias e partículas da água e utilizam seu hospedeiro como substrato para fixação (Basson; Van, 2006). A patogenia ocorre quando há algum desequilíbrio no ambiente, como má qualidade de água e superpopulação de peixes. As espécies de *Apiosoma* são formas solitárias com corpo cilíndrico em forma de taça, macronúcleo em forma arredondada ou triangular, já espécies de *Epistylis* são coloniais, pedúnculo longo, com muitas ramificações nas extremidades onde estão os zooides e estes possuem o macronúcleo (Eiras, 2013c). Durante o ciclo de vida, esses ciliados possuem uma fase natante que se transforma em uma forma redonda com um anel ciliado que se destaca do seu substrato e sai à procura de um novo hospedeiro (Eiras, 2013c).

Filo Apicomplexa

São parasitas obrigatórios que infectam um grande número de animais. Os principais parasitas de peixes desse grupo são coccídeos como: *Goussia* spp., *Eimeria* spp. e *Calyptospora* spp.. Algumas espécies de *Cryptosporidium* também são relatadas para peixes (Eiras, 2013c).

O ciclo de vida desses protozoários possui diversas fases, mas a fase infectante é o esporozoíto. Na célula do hospedeiro, o esporozoíto sofrerá transformações em merozoítos (fase assexuada). Em seguida ocorre a fase sexuada na qual se originarão os gametas que se fundirão e darão origem ao zigoto. O zigoto originará o oocisto que contém os esporozoítos (Molnár, 2006). O ciclo pode ser monoxeno em que os parasitas são transmitidos pela ingestão dos oocistos (Eiras, 2013c). Porém, podem existir hospedeiros intermediários e paratênicos em alguns ciclos de vida.

Uma característica morfológica comum desse grupo é o complexo apical, o que dá origem ao nome Apicomplexa. Essa organela aparece somente em alguns estágios de desenvolvimento e possui um anel polar, o conóide, micronemas, roptrias e túbulos subpeliculares (Molnár, 2006).

No Brasil existem poucos estudos e relatos deste grupo de protozoários relacionados aos peixes.

Filo Myxozoa

Os protozoários do filo Myxozoa (mixosporídeos) constituem-se num grupo de parasitas abundante e diverso, comumente encontrado em peixes teleósteos (Feist; Longsha, 2006), mas também foi detectado em platelmintos (Overstreet, 1976; Siau et al., 1981; Freeman; Shinn, 2011), briozoários (Okamura, 1996), anelídeos (Lom et al., 1997), anfíbios (Hartigan et al., 2011), répteis (Johnson, 1969), aves (Bartholomew et al., 2008) e mamíferos (Friedrich et al., 2000; Prunescu et al., 2007). É um grupo caracterizado por apresentar esporos multicelulares com filamentos polares.

Seu ciclo de vida compreende dois hospedeiros obrigatórios, um vertebrado e outro invertebrado e dois estágios morfológicos diferentes, mixosporos e actinosporos. No hospedeiro vertebrado o mixosporo pode ser histozoico (brânquias, fígado e músculo) ou celozoico (ducto biliar,

vesícula biliar, bexiga urinária e tubos hepáticos) (Lom; Diková, 2006). Os esporos são liberados na água através do rompimento dos cistos, via urina, ou através da morte do hospedeiro, até encontrar seu hospedeiro definitivo anelídeo (Uspenskaia, 2008; Meaders; Hendrikson, 2009). No hospedeiro definitivo, os actinosporos são formados usualmente no epitélio intestinal do anelídeo e são liberados nas fezes ou através de poros da parede corporal (Lom; Diková, 2006) e assim se tornam infectantes aos peixes.

Esse filo foi uma vez considerado pertencente ao Filo Protozoa (Myxosporida) por Jurine (1825), Müller (1841) e Bütschli (1882), mas importantes características morfológicas e moleculares de metazoários foram observadas posteriormente, como: multicelularidade, presença de cápsulas com filamentos polares e, com ajuda do gene ribossomal 18S, foi possível demonstrar sua origem dentre os metazoários (Smothers et al., 1994; Siddall et al., 1995; Kent et al., 2001; Canning; Okamura, 2004). O filo Myxozoa está dividido em duas classes, a Malacosporea e a Myxosporea (Lom; Diková, 2006; Sitjá-Bobadilla, 2008; Kent et al., 2001; Morris, 2010). A classe Myxosporea possui dois gêneros mais comuns em peixes de água doce e salgada, *Henneguya* e *Myxobolus*, e algumas espécies podem causar sérios danos econômicos em cultivos e ambientes naturais (Adriano et al., 2002; Lom; Diková, 2006). A espécie mais conhecida é *Myxobolus cerebralis* agente etiológico da doença do rodopio em salmonídeos. Essa doença causa deformidade da cartilagem da cabeça e da coluna vertebral provocando elevada mortalidade de peixes em diversas partes do mundo (Eiras, 1994). Outras espécies que podem causar danos aos peixes são *Kudoa thyrsites*, que produz uma liquefação do tecido muscular do hospedeiro, e *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Malacosporea), que causa a doença proliferativa nos rins (Lom; Diková, 2006).

Helmintos

Classe Monogenea

A classe Monogenea, pertencente ao filo Platyhelminthes (vermes achatados), compreende em sua maioria ectoparasitas e ocasionalmente endoparasitas, com especificidade de hospedeiros vertebrados aquáticos

(peixes), ocorrendo também em anfíbios e répteis. Nos peixes são encontrados nas brânquias, superfície, cavidade nasal, ureteres e alguns nos dutos intestinais. Em anfíbios e répteis podem estar na boca, cloaca e bexiga urinária. Além disso, existem registros de espécies parasitando mamíferos (hipopótamo) e invertebrados, como lula e copépodes (Rupert et al., 2005; Thatcher, 2006). Essa classe é monofilética, com dois grandes grupos: Polyopisthocotylea e Monopisthocotylea.

Outra terminologia utilizada para a classe é Monogenoidea, com as subclasses: Polyonchoinea (= Monopisthocotylea) e Heteronchoinea (= Polyopisthocotylea) (Boeger; Kritsky, 1997; Littlewood et al., 1999; Boeger; Kritsky, 2001; Olson; Littlewood, 2002). Os helmintos do grupo Polyopisthocotylea se alimentam de sangue e raramente causam mortalidade significativa entre seus hospedeiros, já os de Monopisthocotylea se alimentam de células epiteliais e causam danos importantes em seus hospedeiros (Buchmann; Bresciani, 2006). No presente capítulo, independentemente da discussão acerca de Monogenea *versus* Monogeniodea, será utilizada a denominação de classe Monogenea.

Os monogenéticos são achatados dorsoventralmente e caracterizam-se pela presença de um órgão de fixação posterior, o haptor, equipado com ganchos, âncoras e ventosas. A maioria possui de 1 a 5 mm de comprimento, mas alguns alcançam 20 mm (Brusca; Brusca 2007; Eiras et al., 2010). O corpo do adulto é composto por prohaptor, tronco, pedúnculo e haptor. A região pode apresentar uma ventosa oral muscular ao redor da boca, ou a ventosa pode estar ausente e glândulas adesivas são usadas para a fixação (Rupert et al., 2005). O sistema digestório é simples, com boca, pré-faringe, esôfago e dois cecos intestinais (Marcotegui, 2011).

São vermes hermafroditas, apresentando fecundação cruzada. O sistema reprodutor feminino contém um ovário, oviduto, oótipo, receptáculo seminal, útero e uma ou duas vaginas. O sistema masculino inclui um ou vários testículos, vaso deferente, próstata, vesícula seminal e complexo copulatório composto de órgão copulatório masculino (OCM) e peça acessória. A morfologia do OCM é importante para identificação e classificação desse grupo. O ciclo de vida é direto e todos os estágios completam-se em um único hospedeiro (monoxeno). Os ovos são liberados na água e deles sai uma larva ciliada natante, o oncomiracídio, que em contato com um hospedeiro perde os cílios e origina o adulto (Marcotegui, 2011).

Por serem ectoparasitas de ciclo direto, os monogenéticos estão em contato direto com o ambiente (Nachev, 2010) e são muito sensíveis a qualquer mudança nos parâmetros físico e químicos da água (Bayoumy et al., 2008). Assim, os monogenéticos têm sido estudados como potenciais bioindicadores em alguns aspectos, como: avaliar o efeito de efluentes químicos (Siddall et al., 1997); mensurar os efeitos sazonais de seca e chuva (Vital, 2008); concentrações de metais pesados (Bayoumy et al., 2008); variações tróficas entre ambientes (Madi; Ueta, 2009) e interferência antrópica sobre o ambiente, como os represamentos no Brasil (Acosta et al., 2013b).

Os monogenéticos podem causar danos aos peixes de água doce quando presentes em grandes quantidades nas brânquias. A transmissão direta é favorecida pela proximidade dos hospedeiros e assim grandes populações de parasitas se desenvolvem rapidamente, desta maneira, podem se tornar um problema em condições de piscicultura intensa. Além disso, algumas espécies, em altas densidades, podem provocar produção excessiva de muco nos filamentos branquiais, o que reduz a capacidade respiratória do peixe levando-o à morte por falta de oxigênio. Portanto, monogenéticos são potencialmente prejudiciais e medidas para a eliminação e/ou controle desses devem ser tomadas em empreendimentos de criação de peixes (Thatcher, 2006; Eiras et al., 2010).

Classe Trematoda

Subclasse Digenea

Os trematódeos digenéticos são Platyhelminthes endoparasitas de vertebrados como peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos. Apresentam corpo achatado dorsoventralmente, no entanto algumas espécies apresentam formato cilíndrico, esférico ou piriforme. O corpo possui ventosa oral e ventral para fins de fixação e o tegumento (superfície externa) pode ser espinhoso (Rupert et al., 2005). O tamanho dos digenéticos de peixes de água doce pode variar de um milímetro até vários centímetros (Pavanelli et al., 2008). O sistema digestório é incompleto e apresenta boca e ventosa oral, pré-faringe, faringe, esôfago e dois cecos intestinais (Cheng, 1986).

Digenéticos são hermafroditas, com exceção dos parasitas sanguíneos da família Schistosomatidae (Reinecke, 1983) e parasitas da família Didymozoidae encontrados nos tecidos de peixes marinhos (Eiras et al., 2010). O sistema reprodutivo feminino apresenta um ovário, oviduto, vitelaria, oótipo, glândulas de Mehlis, canal de Laurer e receptáculo seminal. O sistema masculino é composto de um, dois ou mais testículos, vasos deferentes, vesícula seminal, cirro e bolsa do cirro, que podem ser presente ou ausente (Gibson et al., 2002).

O ciclo de vida desses parasitas é heteróxeno e bastante complexo, envolvendo dois ou mais hospedeiros. Os ovos saem com as fezes do hospedeiro do qual emerge o miracídeo, uma forma livre nadante. O miracídeo penetra o tegumento de um molusco (primeiro hospedeiro intermediário) e torna-se um esporocisto, estrutura em forma de saco que se aloja nos pés, tentáculos, vísceras ou manto do molusco. O esporocisto por divisão mitótica origina outro estágio larval chamado rédia. Essa última desenvolve-se em cercárias, o quarto estágio larval. As cercárias deixam o molusco e tornam-se livre natantes. Em algumas espécies as cercárias atingem o próximo hospedeiro somente se o molusco é ingerido por esse. Em outras, ele penetra ativamente na pele do hospedeiro definitivo. Em outras, ainda, assim que as cercárias livre natantes encontram um segundo hospedeiro intermediário compatível (um artrópode ou mesmo um vertebrado, como os peixes), penetram o corpo desse hospedeiro e encistam. Essa larva encistada é conhecida como metacercária. Quando o segundo hospedeiro intermediário é ingerido pelo hospedeiro vertebrado final, a metacercária desenvolve gradualmente no intestino até se tornar o indivíduo adulto (Cheng, 1986; Smyth, 1994). Peixes podem albergar adultos e metacercárias em qualquer órgão ou tecido (Eiras et al., 2010).

Cercárias podem invadir a pele dos peixes e se encistarem. Essas podem ser visíveis a olho nu, e se o peixe concentrar células pigmentadas ao redor dos cistos ocasiona a conhecida "doença dos pontos pretos" (Ondrackova et al., 2004). Uma condição similar é a "doença dos pontos amarelos", que é provocada por metacercárias do gênero *Clinostomum* (Dias et al., 2006). Além disso, algumas espécies desse gênero apresentam potencial zoonótico, causando a "síndrome de Halzoun" devido ao consumo de filés de peixe crus infectados (Hara et al., 2014; Sutili et al., 2014). Metacercárias da família Diplostomidae infectam os olhos dos peixes e podem ser

encontradas na retina, humor vítreo e aquoso ou até mesmo no cristalino (Chappell, 1995; Niewiadomska, 1996). Esses trematódeos causam "catarata helmíntica" conhecida como diplostomíase, que em casos extremos pode debilitar a visão do peixe ou até mesmo cegá-lo (Martins et al., 1999). Assim, a penetração de formas larvais de digenéticos em peixes nas diferentes estruturas do corpo, como superfície, cavidade bucal, brânquias, e a migração dessas pelo corpo e para os olhos podem causar hemorragia nos tecidos e obstruir vasos sanguíneos, levando o hospedeiro à morte em casos de altas infecções (Valtonen; Gibson, 1997).

Classe Cestoda

Cestoda são Platyhelminthes que parasitam o intestino de vertebrados quando adultos, e exibem duas características morfológicas marcantes: o corpo alongado em forma de fita e ausência de canal alimentar (Yamaguti, 1959). O tamanho pode variar de alguns milímetros até vários metros (Pavanelli et al., 2008). Tipicamente, um cestoide é dividido em escólex que possui os órgãos de fixação, seguido por uma região curta sem segmento, o pescoço, sucedido por uma cadeia de proglótides, denominado estróbilo. Esse grupo é dividido em duas subclasses: Cestodaria – não dividido em segmentos, apenas um sistema reprodutivo, escólex ausente, larva com 10 ganchos (decacanto). Eucestoda – divididos em segmentos ou proglótides, possuem os dois sistemas reprodutivos, escólex presente, larva com seis ganchos (hexacanto) (Smyth, 1994). Os órgãos de fixação variam em se tratando de estrutura e arranjo de acordo com os grupos sistemáticos (Yamaguti, 1959).

Com poucas exceções, todos os cestoides são hermafroditas, e normalmente cada proglótide contém os órgãos reprodutores masculinos e femininos. O sistema reprodutor masculino possui um ou vários testículos, vaso eferente, vasos deferentes, poro genital, vesícula seminal, bolsa do cirro, duto ejaculatório e cirro. O sistema reprodutor feminino possui um único ovário, vitelária, oviduto, glândulas de Mehlis, oótipo e útero (Schmidt, 1970).

O ciclo de vida dos cestoides de peixes inclui dois ou mais hospedeiros, geralmente artrópodes e vertebrados. Em um ciclo envolvendo cadeia alimentar aquática os ovos nas fezes atingem o meio aquático. Cada ovo se desenvolve em oncosfera ciliada livre natante, que é ingerida por um

copépoda. A oncosfera penetra a parede intestinal do copépoda, perde os cílios, atinge a hemocele e torna-se uma larva procercoide. Quando o peixe ingere o copépoda, a larva procercoide penetra o trato digestivo do peixe, migra para a musculatura e se desenvolve em metacestoide, ou plerocercoide. Se o peixe for consumido por um hospedeiro definitivo, a larva plerocercoide se desenvolve em adulto no trato digestivo do hospedeiro (Rupert et al., 2005). Os peixes podem atuar como hospedeiros intermediários, paratênicos ou definitivos (Eiras et al., 2010).

Na maioria dos casos, os cestoides na forma adulta retiram do hospedeiro apenas o necessário para sobreviver, dessa maneira não causam danos ao peixe. No entanto, esses parasitas podem obstruir a luz intestinal se houver altas infecções, o que pode ser letal para o hospedeiro. Quando os peixes atuam como hospedeiro intermediário ou paratênico podem conter as larvas plerocercoides, que podem causar hemorragia temporária se alojadas no intestino. A formação de cistos pelas larvas no mesentério também pode provocar reação inflamatória no peixe hospedeiro (Pavanelli et al., 2008).

Filo Nematoda

Nematoda inclui animais parasitas e de vida livre, ocorrendo em ambientes aquáticos dulcícolas, marinhos e no solo. Estão entre os parasitas de mais sucesso entre plantas e animais. São dioicos em sua maioria, com ovos bastante resistentes (Yamaguti, 1959; Smyth, 1994). Apresentam simetria bilateral, tamanho variável de poucos milímetros a dezenas de centímetros, corpo alongado, vermiforme, cilíndrico, coberto com cutícula bem desenvolvida. Possuem cavidade bucal, boca, esôfago (ou faringe), intestino, anel nervoso, protonefrídio, órgãos respiratórios e sistema circulatório (Moravec, 1998; Neves, 2011). Os nematoides apresentam dimorfismo sexual: a extremidade posterior do macho é curvada, e as fêmeas geralmente são maiores que os machos (Cheng, 1986).

O sistema reprodutor masculino consiste em um ou dois testículos tubulares, vasos deferentes, vesícula seminal, dutos ejaculatórios, espículo e gubernáculo (por onde o espículo desliza para cima e para baixo). O sistema reprodutor feminino consiste em dois ovários tubulares, ovidutos, útero, vagina, vulva e receptáculo seminal. Pelo fato de o corpo ser

coberto por cutícula, os nematoides sofrem um processo de muda. Assim, cinco estágios diferentes ocorrem: larvas L1, L2, L3, L4 e adulto. Os ciclos de vida ocorrem de várias formas e pode envolver vários hospedeiros. Os peixes podem ser hospedeiros intermediários, finais e paratênicos; ainda, uma variedade de animais aquáticos, tanto invertebrados como vertebrados, pode servir como hospedeiros intermediários de nematoides de peixes. Aves e mamíferos também podem atuar como hospedeiros definitivos (Noble et al., 1982; Moravec, 1998; Anderson, 2000). Nos ciclos mais simples, tendo peixes como hospedeiros definitivos, os ovos se rompem no meio aquático, são ingeridos por um invertebrado hospedeiro intermediário (geralmente um crustáceo), no qual o nematoide se desenvolve até L3 na hemocele desse hospedeiro, permanecendo até que o último seja ingerido pelo hospedeiro definitivo, onde o nematoide L3 se desenvolve em adulto (Eiras et al., 2010).

Nematoides parasitas do tubo digestivo podem causar leve espoliação, suportada pelos peixes com facilidade. No entanto, em peixes de cultivo, altas taxas de infecção podem ocasionar obstrução da luz intestinal, especialmente se ocorrer em peixes de pequeno porte. Larvas de algumas espécies de nematoides encistam na musculatura de peixes e podem prejudicar o hospedeiro, ocasionando inflamação localizada. A patogenia dos nematoides é importante para empreendimentos de piscicultura, pois podem causar mortalidade do hospedeiro e retardar o crescimento, diminuindo o valor comercial do pescado. Além disso, algumas espécies de nematoides apresentam potencial zoonótico. Nesses casos, o peixe pode atuar como hospedeiro paratênico, e se consumido pelo homem cru ou mal cozido pode ocasionar alguma doença parasitária zoonótica relacionada (Pavanelli et al., 2008; Eiras et al., 2010).

Filo Acanthocephala

Acantocéfalos são invertebrados parasitas obrigatórios do trato digestório de vertebrados. O filo possui mais de mil espécies descritas, das quais a maioria parasita peixes de água doce e alguns marinhos. O nome Acanthocephala (*àcantha* – espinhoso –, *cephale* – cabeça) se deve à presença de ganchos localizados em uma probóscide retrátil na extremidade anterior, e

o resto do corpo possui forma cilíndrica ou achatada. A maioria das espécies apresenta menos de 20 cm, e as fêmeas geralmente são maiores que os machos. Os acantocéfalos têm o corpo dividido em duas partes: metassoma (tronco) e o préssoma, constituído pela probóscide e pelo pescoço. Os vermes adultos fixam-se na parede do intestino de seus hospedeiros com os ganchos da probóscide. Por não possuírem trato digestório, os acantocéfalos realizam trocas de nutrientes, gases e produtos residuais por difusão através da parede do corpo (Brusca; Brusca, 2007; Tarachewski, 2008).

Os órgãos reprodutivos são formados dentro dos sacos dos ligamentos, que são duas estruturas em forma de tubo que se originam da parede traseira do receptáculo da probóscide e se estendem até a parte posterior do corpo. O sistema reprodutor masculino possui dois testículos ovais ou alongados pareados seguidos pelas glândulas de cimento, cujas secreções selam o poro genital feminino após a copulação. A vesícula seminal leva a um pênis eversível que reside dentro de uma bursa seminal conectada a um gonóporo. O sistema reprodutor feminino consiste em um gonóporo, uma vagina e um útero alongado que termina em um funil chamado sino uterino (Brusca; Brusca, 2007).

O ciclo de vida é heteroxeno, envolvendo um crustáceo como hospedeiro intermediário. Os ovos fertilizados são lançados da fêmea e atingem a água juntamente com as fezes do hospedeiro final. Os ovos contêm a larva acântor, e são ingeridos por um crustáceo. O acântor eclode no intestino do crustáceo e desenvolve-se na hemocele desse hospedeiro para acantela e depois a forma encapsulada cistacanto. Quando o hospedeiro intermediário é ingerido pelo hospedeiro final, o cistacanto fixa na parede do intestino desse último hospedeiro e desenvolve o adulto (Sures, 2001; Brusca; Brusca, 2007).

Alguns estudos têm demonstrado que acantocéfalos parasitas de peixes possuem capacidade de acumulação de metais pesados (Sures, 2001, 2003, 2004; Nachev, 2010). Portanto, acantocéfalos podem ser aplicados como bioindicadores para fins de monitoramento ambiental (Vidal-Martinez et al., 2010).

Doença associada a acantocéfalos é pouco observada, especialmente para peixes de água doce. O processo de fixação dos ganchos da probóscide na parede intestinal pode provocar reações inflamatórias locais. Ainda, é sugerido que algumas espécies desse parasita podem perfurar a parede

do intestino do hospedeiro, causando perotonite. Há também registro de danos causados no fígado de peixes devido a presença de acantelas (Thatcher, 2006).

Subfilo Crustacea

Os crustáceos (L. *crusta,* carapaça) incluem invertebrados de carapaça dura e com grande variedade morfológica e ecológica, adaptados aos ambientes marinhos, de água doce e poucas espécies terrestres (Hickman Jr. et al., 2004). Crustáceos parasitas são conhecidos desde a Antiguidade, embora a sua identidade como crustáceo ou artrópode não fosse reconhecida até o início do século XIX. Em 1746, Linnaeus estabeleceu primeiro o gênero *Lernaea* e, em 1758, a partir da publicação de *Systema Nature*, ele denominou a espécie *Lernaea cyprinacea* como parasita de carpas europeias (Roberts et al., 2013). Alguns crustáceos podem parasitar inclusive outros crustáceos, um exemplo são as "cracas" (subclasse Cirripedia) que utilizam caranguejos como hospedeiros para crescimento e reprodução (Hickman Jr. et al., 2004). Em peixes, os efeitos patológicos das infecções dos crustáceos parasitas são provocados por ação espoliativa dos apêndices orais e natatórios modificados em potentes órgãos de fixação que causam severas lesões e infecções secundárias em branquiais, tegumento e cavidades (boca, ânus e narinas) (Eiras, 1994; Pavanelli et al., 2008).

O subfilo Crustacea é composto por diversos representantes adaptados à vida parasitária. No entanto, muitos desses *taxa* destacam-se por parasitar peixes marinhos. Neste capítulo destacaremos individualmente a morfologia, a patologia e o ciclo de vida dos representantes parasitas de peixes de água doce.

Superclasse Multicrustacea

Subclasse Copepoda

A subclasse Copepoda inclui microcrustáceos diversificados, importantes como organismos de vida livre e como parasitas (Hickman Jr. et al.,

2004; Roberts et al., 2013). Entre os copépodes parasitas de peixes, os ergasilídeos são os mais comuns e conhecidos (Thatcher, 2006).

De acordo com Roberts et al. (2013), as adaptações ao parasitismo em copépodes segue as seguintes tendências: (1) diminuição nos apêndices locomotores; (2) desenvolvimento de novas estruturas adesivas; (3) aumento no tamanho e mudança na proporção do corpo, resultando em um crescimento desproporcional da genital e regiões reprodutivas; (4) fusão dos somitos (segmentos) e perda de evidência externa de segmentação; (5) redução dos órgãos sensoriais; (6) e redução do número de instares (estágio entre duas mudas sucessivas).

Ordem Poecilostomatoida

Família Ergasilidae

Essa família apresenta os parasitas mais comuns e conhecidos por causarem prejuízos econômicos aos tanques de piscicultura de todo o mundo, e somente as fêmeas são parasitas, embora ambos os sexos tenham antenas de apreensão (Thatcher, 2006; Pavanelli et al., 2008). A principal característica dos ergasilídeos parasitas que os distingue dos de vida livre é o segundo par de antenas modificada em um órgão preênsil, sendo as dos machos geralmente menores (Roberts et al., 2013). As formas parasitas podem ser reconhecidas, à primeira vista, por possuírem pigmentação que varia de azul à púrpura, e a intensidade, o tom e distribuição dos pigmentos podem ser úteis para separar as espécies (Thatcher, 2006).

Alterações histológicas no filamento branquial dos peixes causadas pelos ergasilídeos podem ser diversas, tais como: hiperplasia e metaplasia epitelial, fusão lamelar e até a necrose. Estas ações podem causar a morte do peixe por redução da eficiência branquial e por facilitar a invasão de bactérias (Thatcher; Boeger, 1983; Roberts et al., 2013).

Família Vaigamidae

Diferente dos ergasilídeos que possuem uma antena modificada para se fixar no hospedeiro, as espécies da família Vaigamidae possui um par de retroestiletes móveis que se projetam dorsolateralmente a partir do

primeiro segmento torácico utilizado na fixação dentro da mucosa nasal dos peixes. Algumas espécies têm também um espinho rostral sobre o lado ventral, entre as antenas, que são proporcionalmente menores que os de Ergasilidae (Thatcher, 2006).

Amado et al. (1995), estudando a filogenia e biogeografia desse grupo, consideram Vaigamidae sinônimo de Ergasilidae. Em discordância, Thatcher et al. (2008) reafirmam a condição taxonômica de Vaigamidae pela presença de retroestiletes lateral que implicaria profundas mudanças na musculatura e nervos torácicos.

Família Therodamasidae

Therodamasidae foi proposta por Tripathi (1960) para acomodar dois gêneros (*Therodamas* e *Mugilicola*) de copépodes com a região do "pescoço" longo. Posteriormente, Hewitt (1969) descreve uma nova espécie do gênero *Paeonodes* e transfere *Paeonodes* para a família Therodamasidae. No entanto, Tripathi (1960) reconheceu que Therodamasidae está intimamente relacionado à Ergasilidae. Cressey (1972) e Boxshall (1986) reafirmaram a similaridade dos apêndices cefálicos e da ausência de maxilípedes em adultos fêmeas como típico de ergasilídeos. Amado et al. (1995) invalidaram Therodamasidae e transferiram *Therodamas*, *Mugilicola* e *Paeonodes* para Ergasilidae.

Thatcher (2006) propôs que Therodamasidae deva ser considerada como válida e conter apenas espécies do gênero *Therodamas* por possuírem características únicas de (1) cabeça definida e ausência de cefalotórax; (2) "pescoço" alongado é formado totalmente pelos segmentos da cabeça e não contém nenhum elemento torácico; (3) boca localizada a uma considerável distância da cabeça, na parte posterior do corpo e, portanto, é externa ao tecido do hospedeiro; (4) partes bucais são semelhantes àquelas de ergasilídeos, mas em adição existe um tubo bucal protrátil que, provavelmente, representa uma extensão do esôfago; e (5) os dois últimos segmentos abdominais são divididos longitudinalmente para acompanhar o urópodo em cada lado.

Atualmente Boxshall e Chad (2015) realocaram os gêneros *Therodamas*, *Mugilicola* e *Paeonodes* dentro de Ergasilidae, invalidando Therodamasidae, e sinonimizaram Vaigamidae com Ergasilidae.

Ordem Cyclopoida

Família Lernaeidae

Lernaeidae inclui organismos altamente especializados que parasitam peixes e girinos de água doce (Roberts et al., 2013). Os sítios de infecção em peixes podem ser tegumento, brânquias, olhos, nadadeiras, cavidades e fossas nasais (Gabrielli; Orsi, 2000). Através de adaptações morfológicas das regiões do cefalotórax e tórax em órgãos de fixação (âncora), esses parasitas aderem ao hospedeiro causando inflamação, ulceração e infecções secundárias (i.e., bactérias e fungos) devido às injúrias promovidas pelo órgão de fixação (Eiras, 1994; Benetton; Malta, 1999; Pavanelli et al., 2008). Conhecidos de muitos piscicultores pelos prejuízos econômicos significativos (Pavanelli et al., 2008), *Lernaea cyprinacea* é um exemplo desse parasita que por apresentar baixa especificidade ao hospedeiro já foi reportado parasitando peixes da Ásia, Europa, África, América e Oceania. Registros históricos relatam a introdução no Brasil desse parasita na década de 1980 por conta da importação da carpa comum *Cyprinus carpio*, e que hoje se encontra por todo país e diversas espécies de peixes nativos em ambiente de cultivo e natural (Fortes et al., 1998).

Perulernaea gamitanae, uma espécie conhecida na região amazônica, enterra a extremidade de sua cabeça nas fossas nasais, sob a língua, na parede do esôfago ou sobre a parede interna do opérculo (Thatcher, 2006). Esse parasita pode medir 1,5 cm de comprimento e infestar cultivos intensivos de tambaqui causando mortalidade por sugarem o sangue do hospedeiro (Thatcher; Paredes, 1985; Tavares-Dias et al., 2011).

Classe Malacostraca

Ordem Isopoda

Os isópodes são um dos poucos grupos de crustáceos que invadiram com sucesso o ambiente terrestre, além dos ambientes marinhos e de água doce (Hickman Jr, et al., 2004). Externamente possuem corpo achatado dorsoventralmente e sete segmentos torácicos similares com um par de pernas iguais e resistentes cada. A família Cymothoidae é composta por parasitas de peixes obrigatórios altamente especializados que utilizam de quatro a

sete pares de pernas em forma de ganchos para se fixar na pele, brânquias e cavidades dos hospedeiros, e aparentemente apenas as fêmeas são parasitas (Raibaut; Trilles, 1993). *Braga cigarra* parasitando a cavidade oral (Thatcher et al., 2009; Brandão et al., 2013c) e *Riggia acuticaudata* encontrado na cavidade abdominal (Oda et al., 2015) são exemplos desses ectoparasitas em peixes da América do Sul.

A patogenicidade dos isópodes nos peixes varia de acordo com o sítio de infecção, do comportamento de alimentação, da estratégia de fixação e do tamanho do corpo. Os danos ao hospedeiro podem ser anemia, infecções secundárias, perda de tecido, diminuição da eficiência respiratória e diminuição no crescimento e metabolismo (Thatcher, 2006).

Superclasse Oligostraca

Subclasse Branchiura

Família Argulidae

Argulídeos são pequenos crustáceos com uma grande carapaça côncava em que ambos os sexos parasitam cavidades branquiais e tecidos de revestimento de peixes marinhos e de água doce. O primeiro par de antenas e as maxilas são modificados, possibilitando a esse parasita mover-se e fixar-se em outros hospedeiros. Em alguns gêneros, o primeiro par de maxilas pode formar ventosas (*Argulus* e *Dipteropeltis*) ou estruturas preênseis que terminam em fortes garras (*Dolops*). A superfície ventral da carapaça e do tórax é, também, provida de espinhos como um apoio adicional de fixação (Thatcher, 2006).

São popularmente conhecidos como "piolhos de peixes" por sugarem o sangue, enfraquecendo e até ocasionando a morte, principalmente em peixes jovens ou pequenos (Thatcher, 2006). Esses ectoparasitas utilizam as mandíbulas equipadas com estilete usado para perfurar e inocular enzimas digestivas no tegumento dos peixes que, além de serem tóxicas, têm ação citolítica, provocando ulcerações nos peixes (Shimura, 1983; Lima et al., 2013). No tegumento, observam-se hemorragias puntiformes, excesso de muco e hiperpigmentação. Nas brânquias, há hipertrofia com hiperplasia

do epitélio de revestimento e de células mucoides, além de focos necróticos, que prejudicam as trocas gasosas e iônicas (Schalch et al., 2009). São ectoparasitas reconhecidos como vetores de bacterioses e viroses (Shimura, 1983).

De modo geral, os crustáceos podem apresentar uma série de estágios larvais ou imaturos durante o desenvolvimento ou eclodir de formas jovens funcionais. Os copépodes possuem sexos separados e a reprodução ocorre por fecundação cruzada. Após a fecundação as fêmeas maduras incubam os ovos em apêndices ou em câmaras incubadoras chamadas sacos ovígeros. O desenvolvimento é indireto, do ovo eclode uma larva planctônica que passa por mudas ou ecdises periódicas até a fase adulta através de um processo gradual de metamorfose.

Varella (1995) realizou um estudo detalhado do ciclo biológico de *Ergasilus bryconis*, observando três estágios larvais e cinco estágios de copepodito. Lerneídeos possuem vários estágios de vida livre, no entanto é na fase de copepodito VI que a fêmea, após copular com o macho que morre, atinge a maturidade sexual e se fixa ao peixe iniciando o crescimento e diferenciação do órgão cefálico em forma de âncora, chamada de fêmea metamórfica (Lima et al., 2013).

Enquanto o desenvolvimento dos copépodes é metamórfico, a maioria dos argulídeos é direta não possuindo estágios larvais; após copular as fêmeas depositam os ovos em substratos e, após um período de incubação (10 a 20 dias), os juvenis recém-nascidos buscam imediatamente o hospedeiro (Lima et al., 2013). Esses crustáceos podem deixar a qualquer momento o hospedeiro, preferem locais com menos escamas (e.g. base das nadadeiras) ou dentro da cavidade branquial para fixar e alimentar (Thatcher, 2006).

Os isópodes da família Cymothoidae são hermafroditas protândricos (proto = primeiro; andro = masculino); são aqueles em que a maturação das estruturas sexuais masculinas precede a maturação das estruturas femininas. Após um curto período de vida livre, os juvenis infectam o hospedeiro como macho. Não havendo outro isópode parasita esse passa rapidamente do estado de macho para fêmea. O próximo isópode a se instalar mantém-se macho, provavelmente devido a inibidores hormonais. As fêmeas adultas possuem um marsúpio ventral onde são mantidos os ovos, que se desenvolvem até as formas jovens (Lima et al., 2013).

Parasitas encontrados em peixes da represa de Jurumirim

Para a realização do projeto proposto, dentre todos os parasitas de peixes, os monogenéticos foram escolhidos como alvo para análise e avaliação do possível impacto do represamento sobre as comunidades de parasitas, como citado anteriormente (ver tópicos sobre Monogenea). Pela elevada prevalência de dactilogirídeos em brânquias, esses parasitas foram os selecionados para essa finalidade e foram objeto principal da descrição dos resultados encontrado na represa de Jurumirim. Entretanto, outros estudos foram realizados pelo grupo de pesquisa envolvido e os resultados serão também apresentados a seguir.

Para tanto, amostras de brânquias de peixes do reservatório de Jurumirim foram congeladas e trazidas para o laboratório. Posteriormente, foram descongeladas e analisadas em estereomicroscópio (Eiras et al., 2006). Os monogenéticos encontrados foram coletados e fixados em álcool absoluto e, para a identificação, foram corados com Tricrômico de Gomori e clarificados em creosoto de faia, antes da montagem em bálsamo do Canadá. Para visualização das estruturas esclerotizadas (ganchos, barras e âncoras), alguns exemplares foram diafanizados em meio Hoyer ou Grey & Wess.

Em outro estudo realizado, foram inventariados parasitas totais dos peixes, que foram coletados e congelados inteiros. No laboratório, todos os órgãos foram analisados para a busca de parasitas. Monogenéticos foram processados da mesma forma. Os nematoides coletados são transferidos para fixação em álcool absoluto e para identificação foram submetidos a clarificação pelo lactofenol de Aman e montados em lâminas temporárias para observação das estruturas de valor sistemático. Trematódeos, cestoides e acantocéfalos foram coletados e fixados em álcool absoluto e para análise taxonômica foram corados pelo carmim clorídrico e diafanizados com eugenol ou creosoto de faia.

Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 – Parasitas identificados em peixes dos rios Paranapanema (P), Taquari (T) e Veados (V), da represa de Jurumirim, estado de São Paulo

Parasita	Hospedeiro	Sítio de Infecção	Ponto de amostragem
MONOGENEA			
Dactylogyridae			
Ameloblastella paranaensis	*Iheringichthys labrosus*	B	T,V
	Pimelodella avanhandavae	B	P, T, V
Ameloblastella sp.	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Anacanthoroides mizelli	*Steindachnerina insculpta*	B, Cn, Pe	P, T, V
Anacanthorus contortus	*Cyphocharax modestus*	B	T
	Salminus hilarii	B	T
Annulotrematoides parisellei	*Salminus hilarii*	B	T
Aphanoblastella mastigatus	*Rhamdia quelen*	B	T
Aphanoblastella chagresii	*Pimelodella avanhandavae*	B	P, T, V
Aphanoblastella travassossi	*Pimelodella avanhandavae*	B	P, T, V
Cacatuocotyle paranensis	*Astyanax fasciatus*	S	T
	Steindachnerina insculpta	B	
Cacatuocotyle sp.	*Cyphocharax modestus*	B	???
	Steindachnerina insculpta	B	P
Characithecium costaricensis	*Astyanax fasciatus*	B, Cn, Pe	P, T, V
Curvianchoratus cf. *hexacleidus*	*Cyphocharax modestus*	B	P, T, V
Curvianchoratus cf. *singularis*	*Steindachnerina insculpta*	B	P,V

Parasita	Hospedeiro	Sítio de Infecção	Ponto de amostragem
Demidospermus armostus	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Demidospermus bidiverticulatum	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Demidospermus cornicinus	*Iheringichthys labrosus*	B	T,V
Demidospermus leptosynophalus	*Pimelodus maculatus*	B	V
	Iheringichthys labrosus	B	T,V
Demisdospermus paravenlenciennesi	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Demidospermus uncusvalidus	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Demidospermus valenciennesi	*Pimelodus maculatus*	B	P,V
Demidospermus sp.	*Pimelodella avanhandavae*	B	P, T
Diapharocleidus kabatai	*Astyanax fasciatus*	B, Cn, Pe	P, T, V
	Steindachnerina insculpta	B	T
Euryhaliotrema chaoi	*Steindachnerina insculpta*	B	T
Jainus piava	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Jainus sp.1	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Notozothecium sp.	*Astyanax fasciatus*	S	T
Paranaella luquei	*Steindachnerina insculpta*	B	V
Philocorydoras sp.	*Hoplosternum littorale*	B	P, T, V
Rhinoxenus bulbovaginatus	*Salminus hilarii*	Cn	T
Tereancistrum arcuatus	*Salminus hilarii*	B	T
Tereancistrum parvus	*Schizodon nasutus*	B	T
Tereancistrum toksonum	*Prochilodus lineatus*	B	V
Tereancistrum sp.1	*Cyphocharax modestus*	B	T

Parasita	Hospedeiro	Sítio de Infecção	Ponto de amostragem
Tereancistrum sp.2	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Trinibaculum pinctiarum	*Astyanax fasciatus*	B	P
Urocleidoides sp1.	*Steindachnerina insculpta*	B	P, T, V
Urocleidoides sp.2	*Steindachnerina insculpta*	B	P, T, V
Urocleidoides sp.3	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Urocleidoides sp.4	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Urocleidoides sp.5	*Leporinus friderici*	B	P, T, V
Dactylogyridae gen. sp.1	*Cyphocharax modestus*	B	P, T, V
Dactylogyridae gen. sp.2	*Cyphocharax modestus*	B	P, T, V
Dactylogyridae gen. sp.3	*Steindachnerina insculpta*	B	P, T, V
Dactylogyridae gen. sp.4	*Steindachnerina insculpta*	B	P, T, V
Gyrodactylidae			
Gyrodactylus sp.	*Astyanax fasciatus*	Pe	T
Gyrodactylidae gen. sp.	*Pimelodus maculatus*	B	P
Digenea			
Fellodistomidae			
Antorchis lintoni	*Astyanax fasciatus*	I	T
Diplostomidae			
Sphincterodiplostomum musculosum (metacercária)	*Steindachnerina insculpta*	O	P, T, V
Metacercária	*Leporinus friderici*	Bn	T

Parasita	Hospedeiro	Sítio de Infecção	Ponto de amostragem
NEMATODA			
Anisakidae			
Hysterothylacium sp. (larva)	*Hyphessobrycon eques*	I	P
Contracaecum sp. (larva)	*Leporinus friderici*	I	T
Pharyngodonidae			
Travnema travnema	*Steindachnerina insculpta*	I	T
Camallanidae			
Procamallanus (Spirocamallanus) amarali	*Leporinus friderici*	I	P, T, V
Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus	*Astyanax fasciatus*	I	T
Procamallanus (Spirocamallanus) iheringi	*Leporinus friderici*	I	P, T, V
Rhabdochonidae			
Rhabdochona acuminata	*Leporinus friderici*	I	T,V
ACANTHOCEPHALA			
Neoechinorhynchidae			
Gorytocephalus plecostomorum	*Steindachnerina insculpta*	I	T
COPEPODA			
Lernaeidae			
Lernaea cyprinacea	*Steindachnerina insculpta*	Pe	T
Ergasilidae			
Ergasilus chelangulatus	*Pimelodus maculatus*	B	V
ISOPODA			
Cymothoidae			
Braga cigarra	*Galeocharax knerii*	Bo	P, T, V

O estudo da parasitofauna de peixes da represa de Jurumirim é ainda tema vasto a ser investigado. Até o início do presente projeto, não havia nenhum registro de parasitas para essa represa ou seus tributários. Com o desenvolvimento do projeto de pesquisa proposto para o estudo da integridade ambiental da represa de Jurumirim, inventariamos grande número de hospedeiros e os parasitas encontrados foram identificados e alguns registros foram publicados (Acosta et al., 2013a,b; 2015a,b; Azevedo et al., 2014; Brandão et al., 2013c, 2014). Na Tabela 7.1 podemos observar todos os parasitas encontrados, nos peixes da represa de Jurumirim.

A maioria das espécies encontradas já foi relatada em outros rios brasileiros e algumas delas também em outros hospedeiros. Porém, todos os registros são inéditos, tratando-se de novos registros de localidade, visto a inexistência de estudos ictioparasitológicos para essa região. Portanto, o presente projeto contribui de forma significativa para o conhecimento da distribuição geográfica dos parasitas de peixes no território brasileiro. Há de destacar que algumas espécies, principalmente dos gêneros *Demidospermus*, *Urocleidoides* e *Terancistrum*, estão sendo avaliadas e possivelmente são espécies novas para a ciência. *Trinibaculum altiparanae* constitui uma espécie nova recentemente descrita por nosso grupo de pesquisa no Rio Paranapanema (Narciso et al., 2014).

A variável parasitas foi pouco representativa como métrica para cálculo do índice de integridade biótica da represa de Jurumirim. Entretanto, os achados parasitológicos são de grande riqueza e contribuem sobremaneira para o conhecimento da parasitofauna de peixes no Brasil e na região neotropical.

Figura 7.1 – *Ameloblastella paranaensis*, parasito de brânquia de *Pimelodella avanhandavae*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

50 µm

B

20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.2 – *Ameloblastella paranaensis*, parasito de brânquia de *Iheringichthys labrosus*, coletado no Rio Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.3 – *Anacanthoroides mizelli*, encontrado na pele, brânquia e narina de *Steindachnerina insculpta*, coletado nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

A 200 µm

B 50 µm

C 50 µm

(A) vista total, (B) complexo copulatório (seta preta) e vagina (seta vermelha), (C) haptor

Figura 7.4 – *Anacanthorus contortus*, parasito de brânquias de *Salminus hilarii*, coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

(A) vista total, (B) haptor

Figura 7.5 – *Annulotrematoides parisellei,* parasito de brânquias de *Salminus hilarii,* coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema (Baixo) São Paulo, Brasil

B

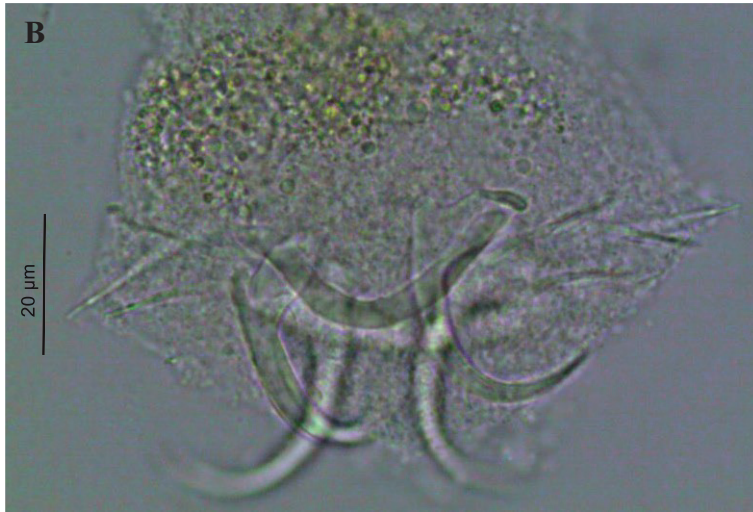
20 µm

(A) vista total, (B) haptor

Figura 7.6 – *Aphanoblastella mastigatus,* parasito de brânquia de *Rhamdia quelen*, coletado no Rio Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

A
50 µm

B
20 µm

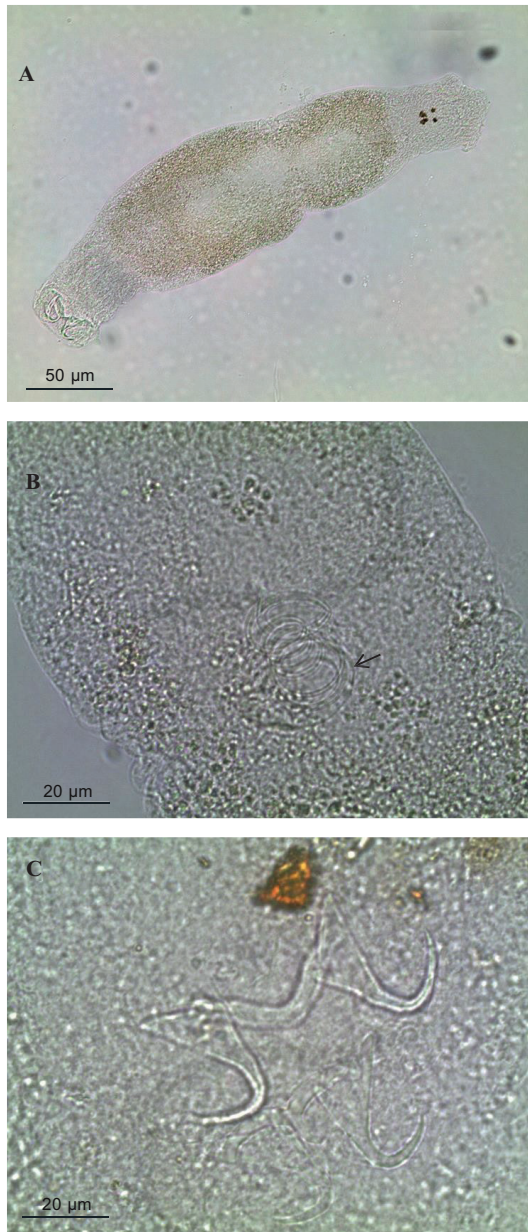
C
20 µm

(A) corpo; (B) complexo copulatório; (C) haptor

Figura 7.7 – *Aphanoblastella chagresii,* parasito de brânquia de *Pimelodella avanhandavae*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.8 – *Aphanoblastella travassossi*, parasito de brânquia de *Pimelodella avanhandavae*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

50 μm

B

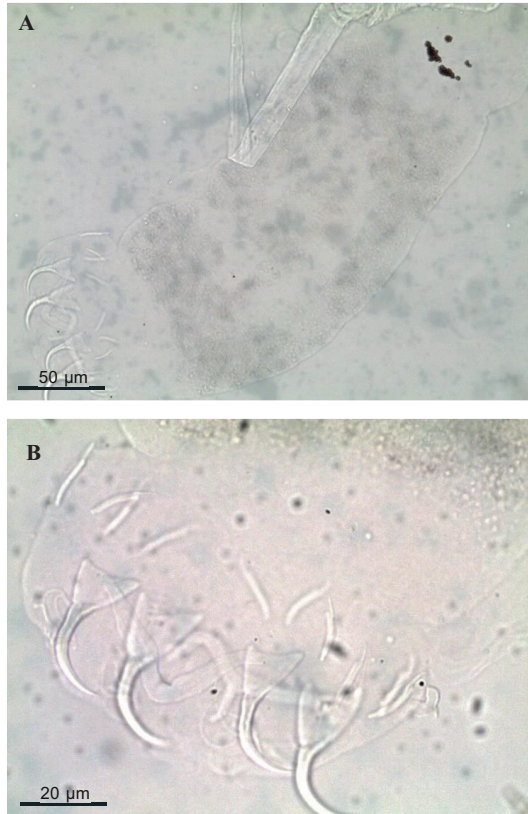
20 μm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.9 – *Cacatuocotyle paranensis*, encontrado na pele de *Astyanax fasciatus*, coletado no trecho lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

A

100 µm

B

20 µm

20 µm

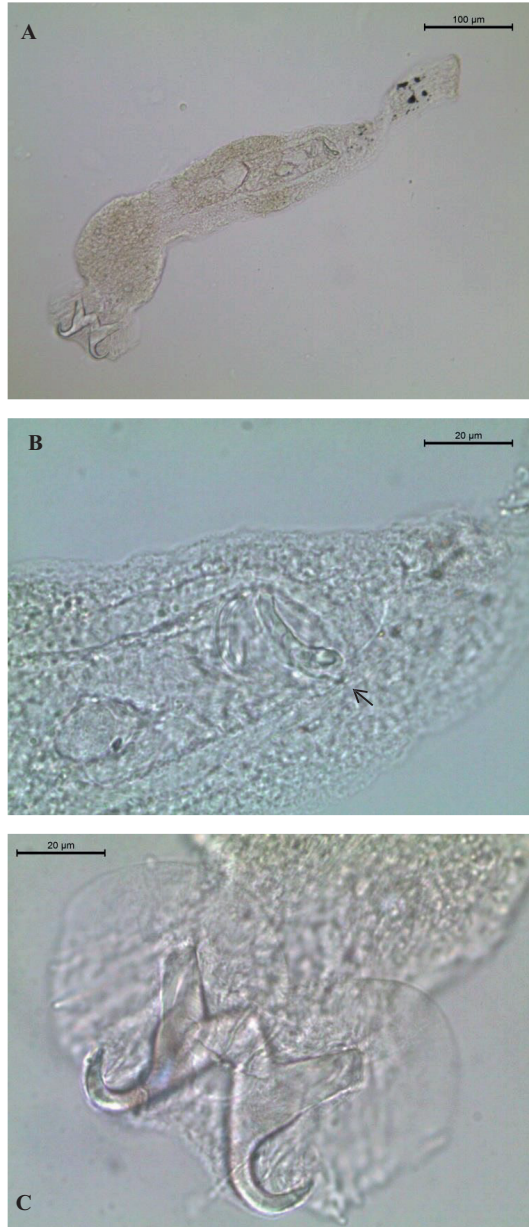
C

(A) vista total; (B) complexo copulatório (seta preta); (C) haptor

Figura 7.10 – *Cacatuocotyle* sp., coletado em brânquias de *Steindachnerina insculpta* no rio Paranapanema Alto

A

200 µm

B

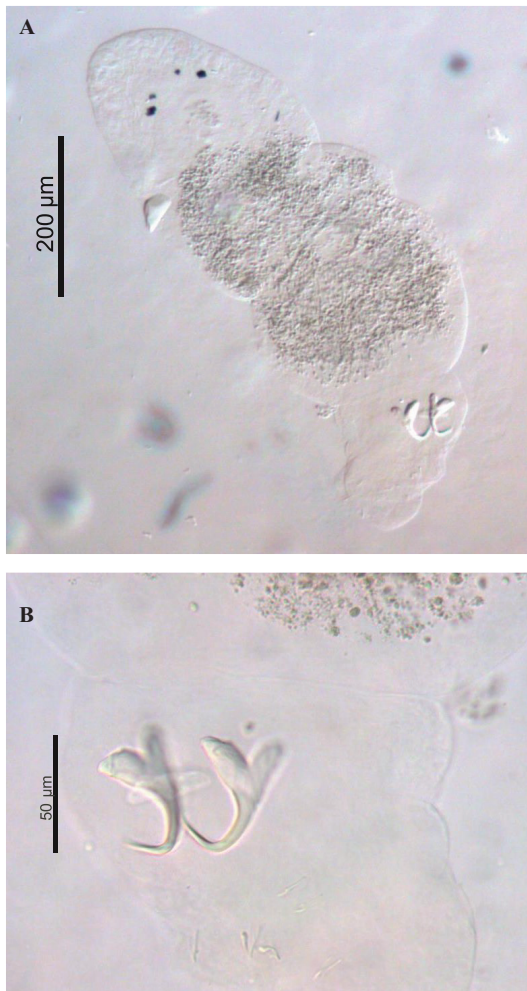
50 µm

(A) morfologia do corpo; (B) haptor

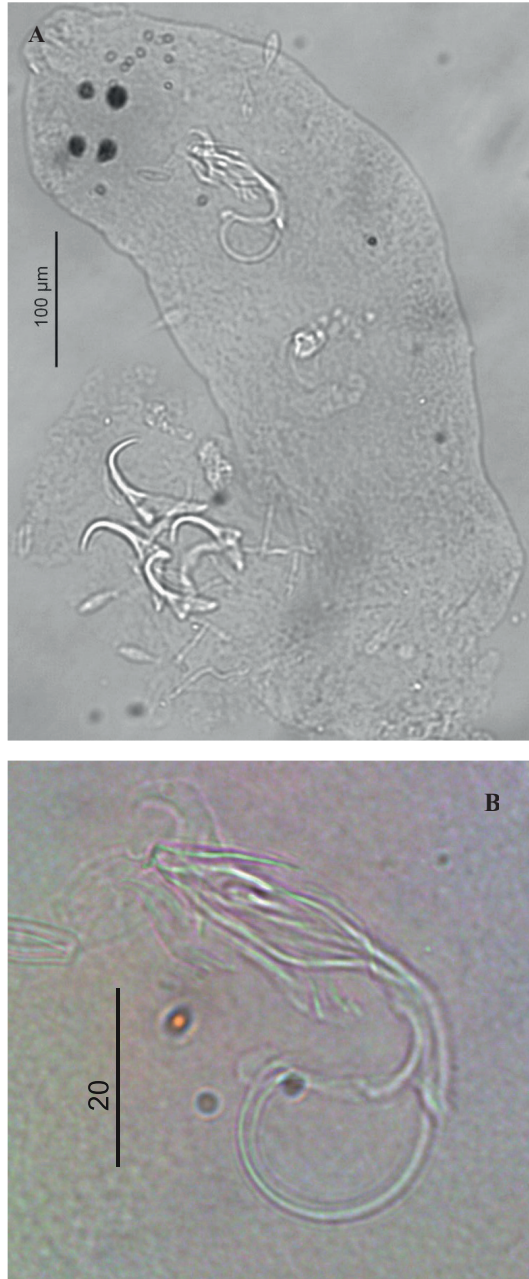
Figura 7.11 – *Characithecium paranaensis,* parasito de brânquias de *Astyanax fasciatus*, coletado no rio Paranapanema (Baixo) São Paulo, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.12 – *Curvianchoratus* cf. *hexacleidus*, coletado em brânquias de *Cyphocharax modestus* nos rios Veados e Paranapanema

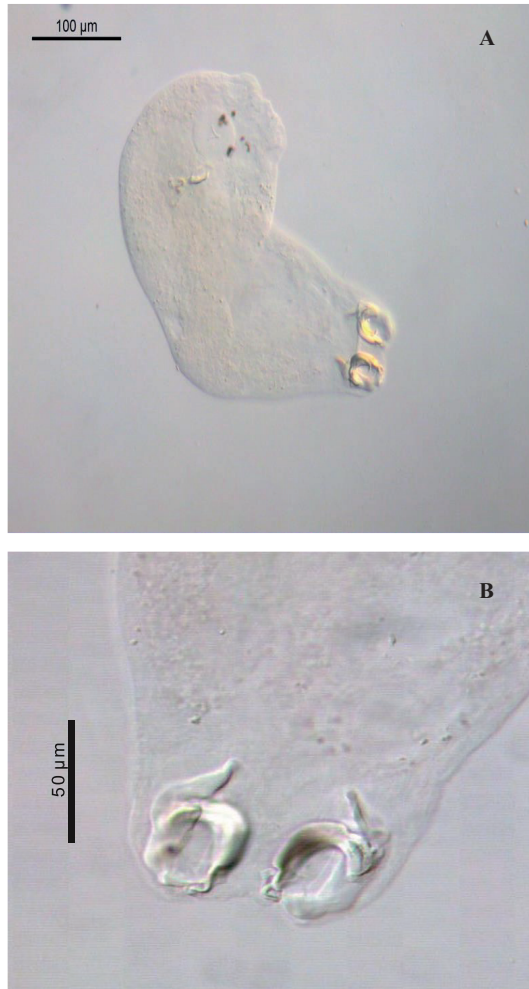
Figura 7.13 – *Curvianchoratus* cf. *singularis*, coletado em *Steindachnerina insculpta* nos rios Taquari, Veados e Paranapanema

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.14 – *Demidospermus bidiverticulatum,* parasito de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

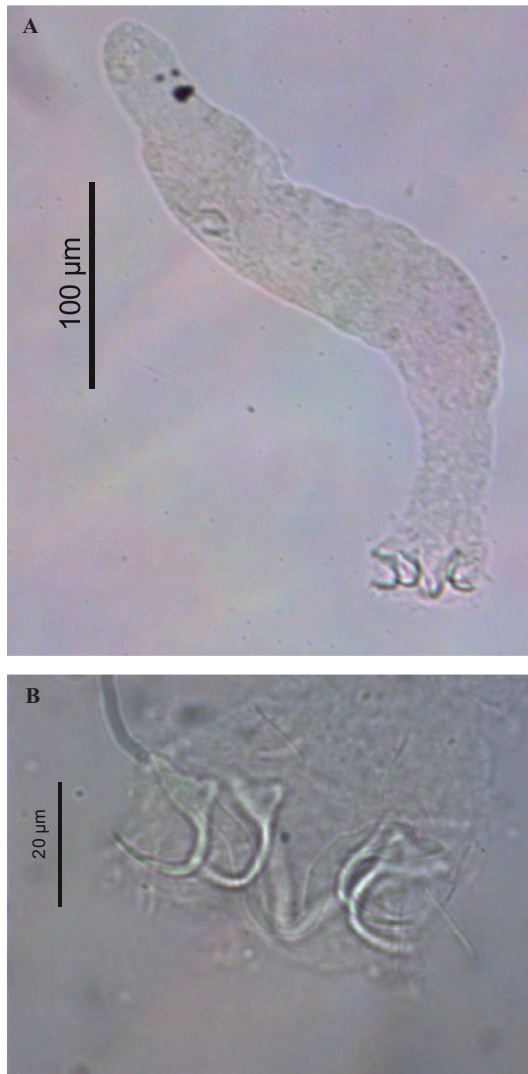
20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.15 – *Demidospermus cornicinus,* parasito de brânquia de *Iheringichthys labrosus*, coletado no Rio Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

A

50 μm

B

20 μm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.16 – *Demidospermus leptosynophallus,* parasito de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

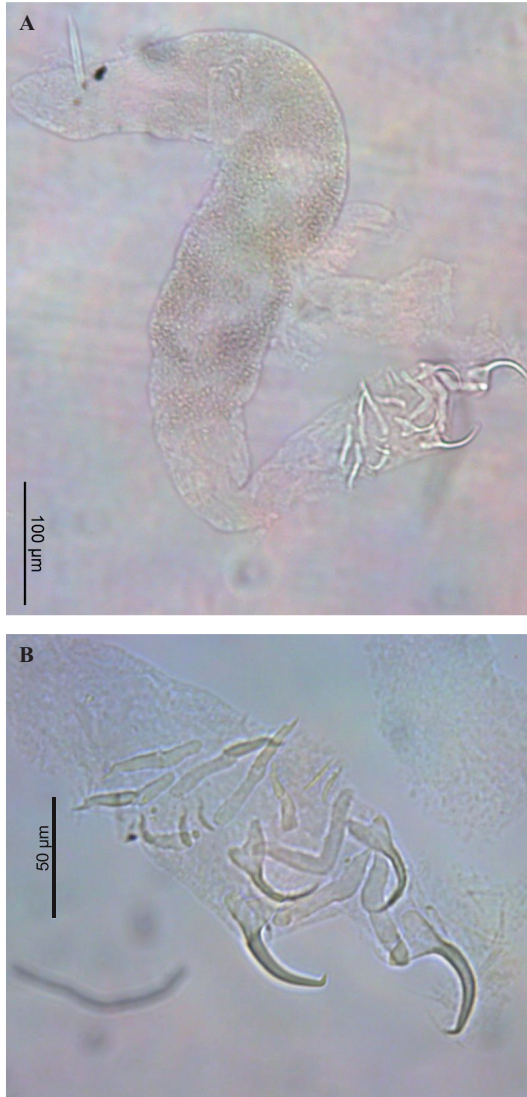
50 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.17 – *Demidospermus paravalenciennesi,* parasito de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

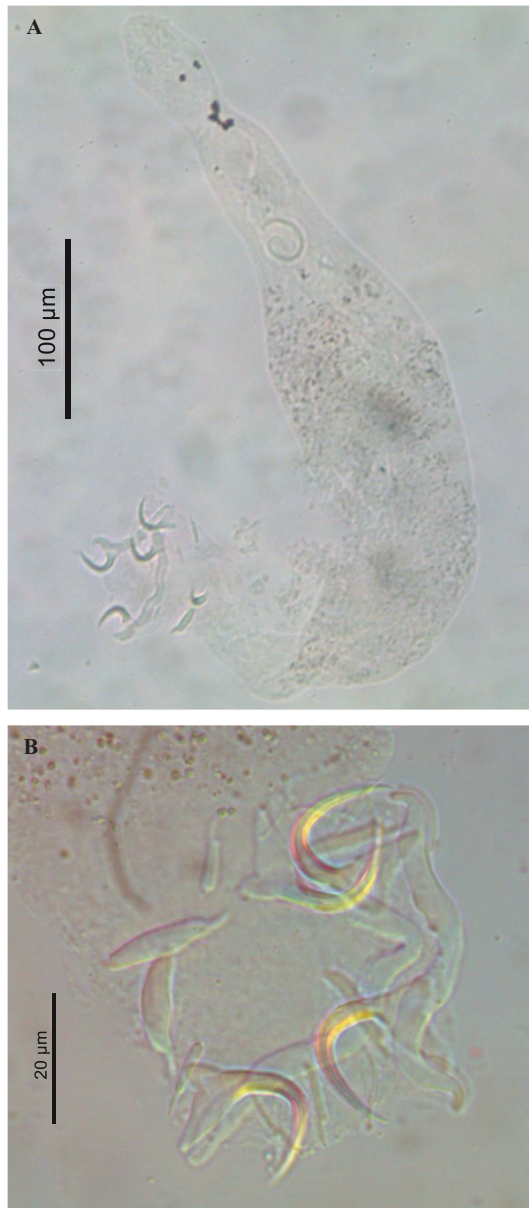
20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.18 – *Demidospermus uncusvalidus,* parasito de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

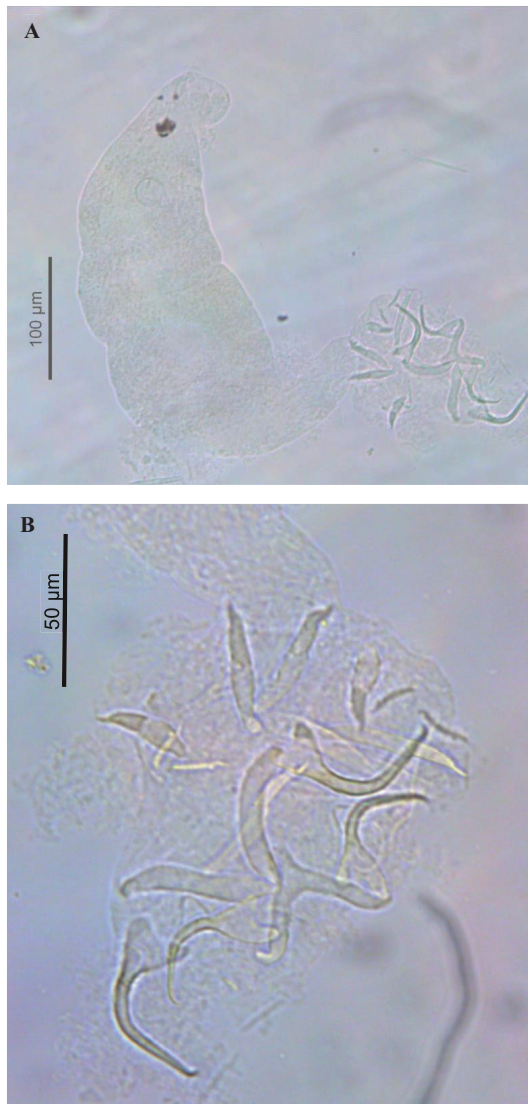
50 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.19 – *Demidospermus valenciennesi,* parasito de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

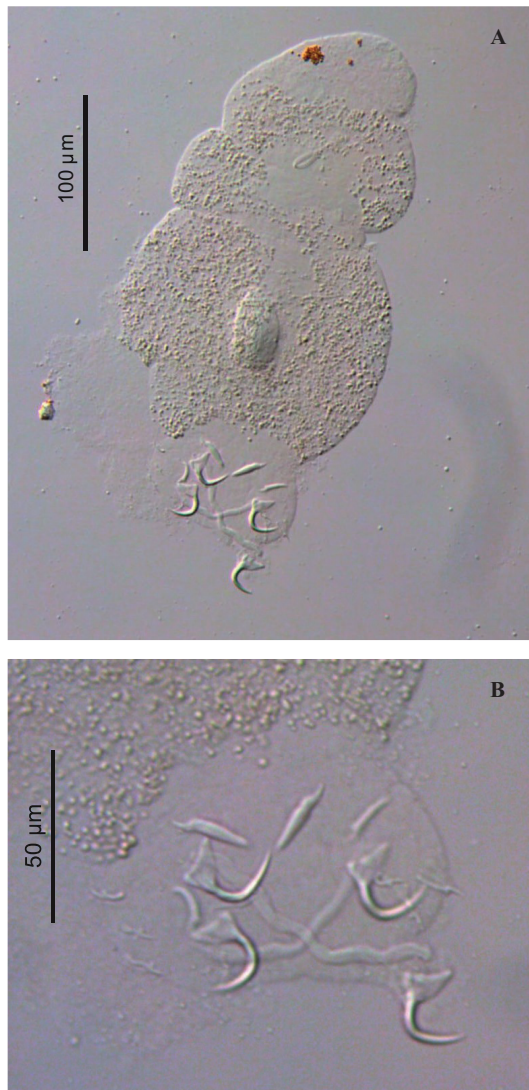
50 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.20 – *Demidospermus* sp., parasito de brânquia de *Pimelodella avanhandavae*, coletado nos rios Paranapanema e Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

50 µm

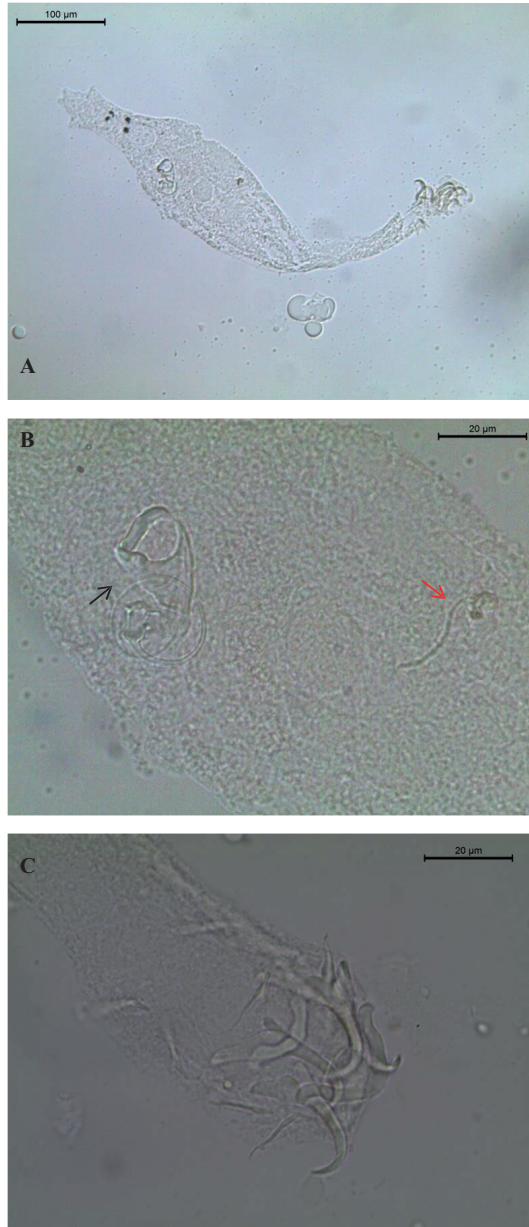
Figura 7.21 – *Diapharocleidus kabatai* encontrado na pele, brânquia e narina de *Astyanax fasciatus*, coletado nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

(A) corpo; (B) complexo copulatório (seta preta) e vagina (seta vermelha); (C) haptor

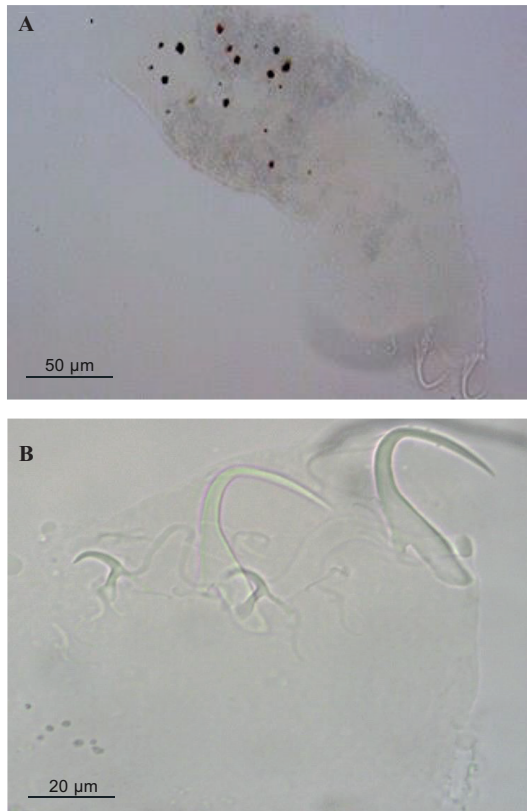
Figura 7.22 – *Jainus piava,* parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.23 – *Jainus* sp.2, parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

20 µm

B

20 µm

C

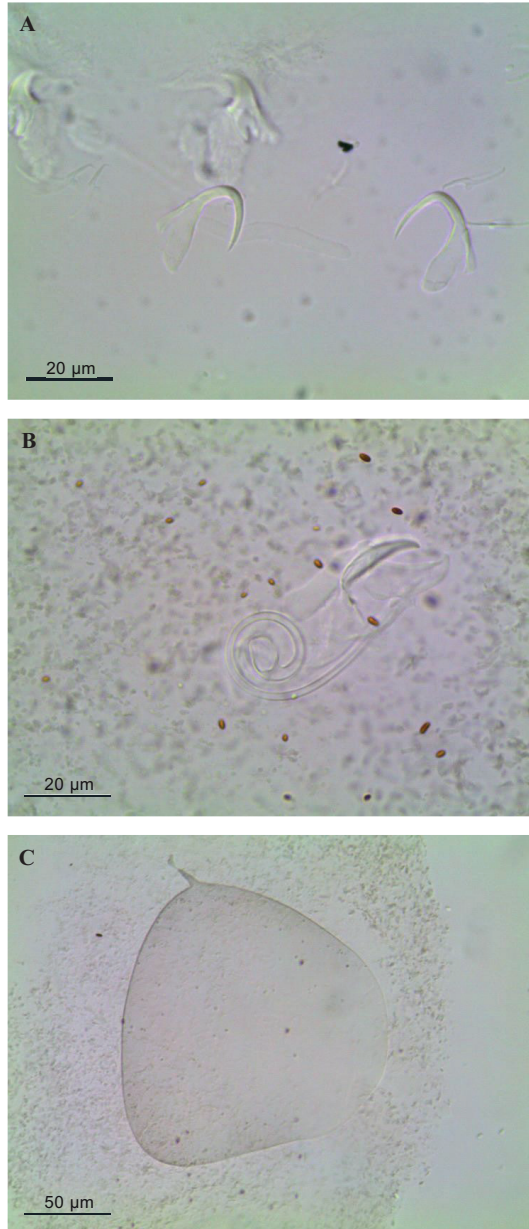
50 µm

(A) haptor; (B) complexo copulatório; (C) ovo

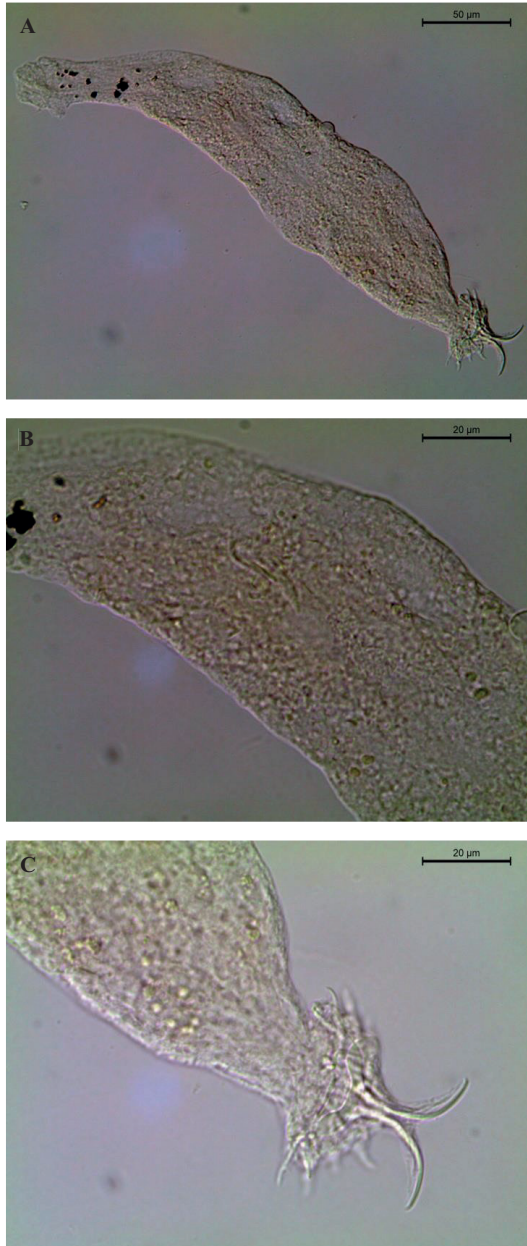
Figura 7.24 – *Notozothecium* sp. encontrado na brânquia de *Astyanax fasciatus*, coletado no trecho lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

(A) vista total; (B) complexo copulatório; (C) haptor

Figura 7.25 – *Philocorydoras* sp., parasito de brânquia de *Hoplosternum littorale*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A
200 μm

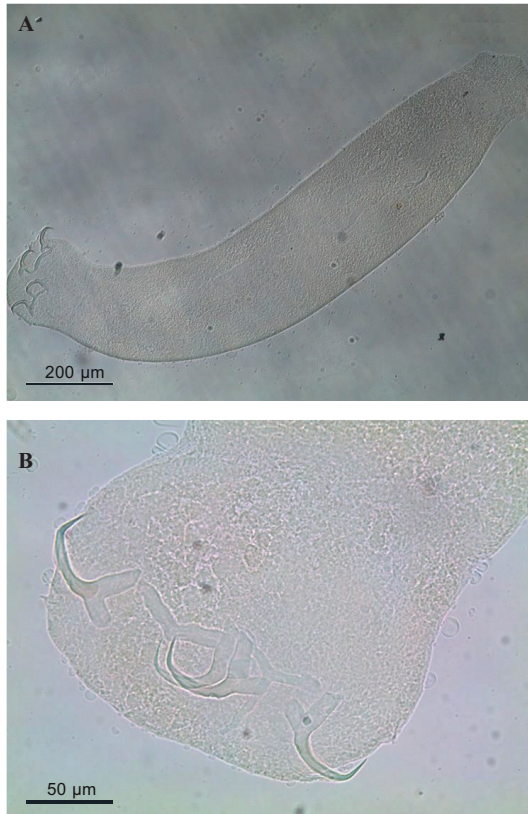
B
50 μm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.26 – *Rhinoxenus bulbovaginatus,* parasito de narinas de *Salminus hilarii*, coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

A 100

B 20

(A) corpo; (B) ancoras e barra ventral

Figura 7.27 – *Tereancistrum arcuatus,* parasito de brânquias de *Salminus hilarii*, coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

A

50 μm

20 μm

B

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.28 – *Tereancistrum parvus,* parasito de brânquias de *Schizodon nasutus*, coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

A

100 µm

B

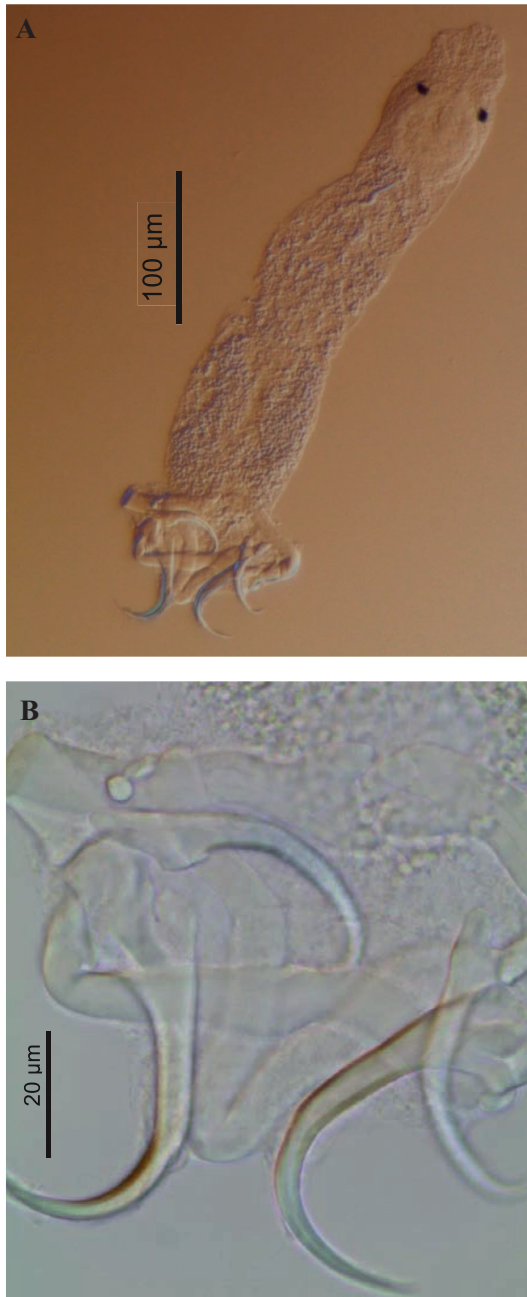
20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.29 – *Tereancistrum toksonum*, parasito de brânquias de *Prochilodus lineatus*, coletado no rio dos Veados, São Paulo, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.30 – *Tereancistrum* sp., parasito de brânquias de *Cyphocharax modestus*, coletado no rio Taquarí, Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

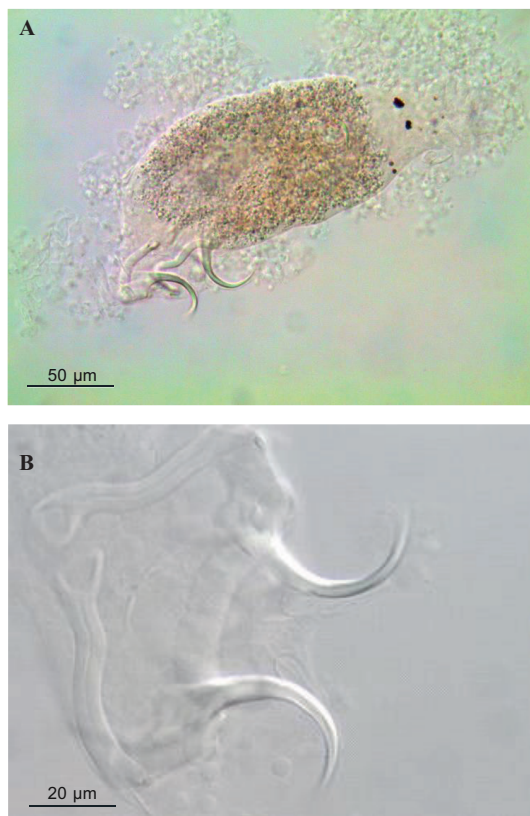
Figura 7.31 – *Tereancistrum* sp., parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

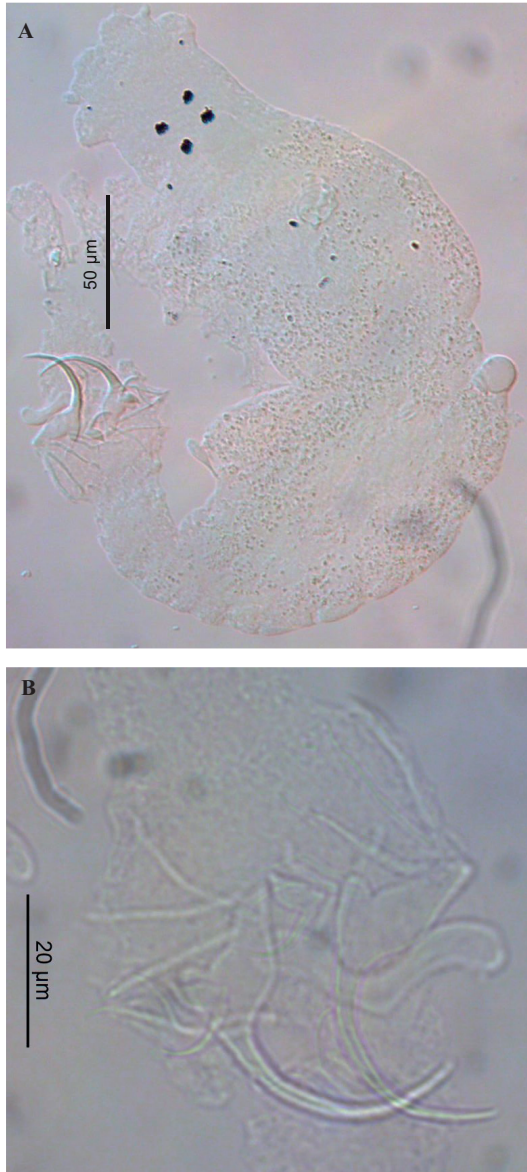
Figura 7.32 – *Trinibaculum pinctiarum,* parasito de brânquias de *Astyanax fasciatus*, coletado no rio Paranapanema, São Paulo, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.33 – *Urocleidoides* sp.1 encontrado na brânquia de *Steindacnerina insculpta*, coletado no trecho lótico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

A

100 μm

B

20 μm

(a) vista total, (b) haptor

Figura 7.34 – *Urocleidoides* sp.3, parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

50 μm

B

20 μm

C

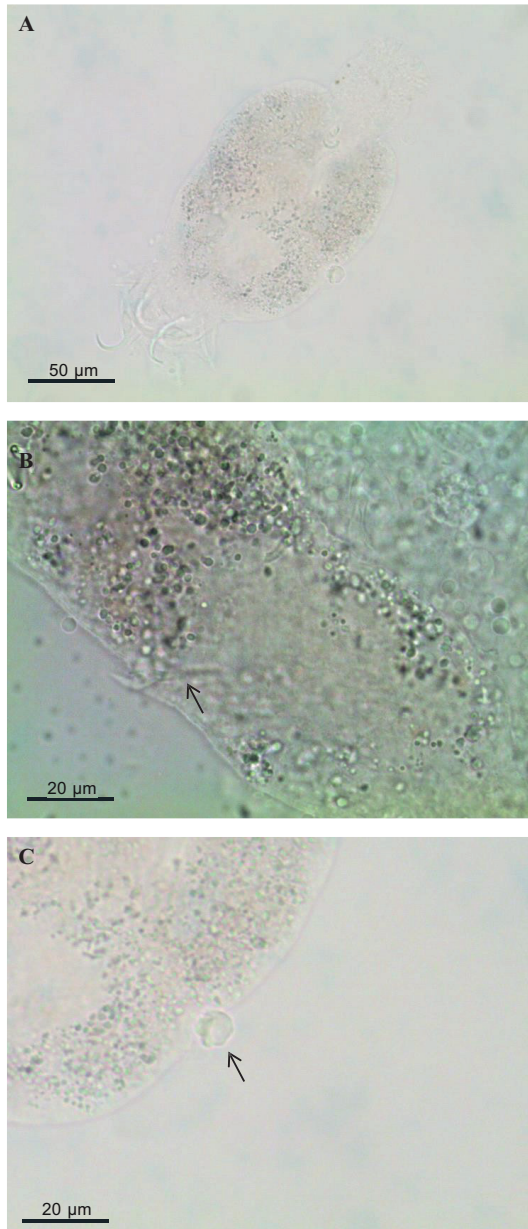
20 μm

(A) corpo; (B) esclerito vaginal (seta), (C) vagina (seta)

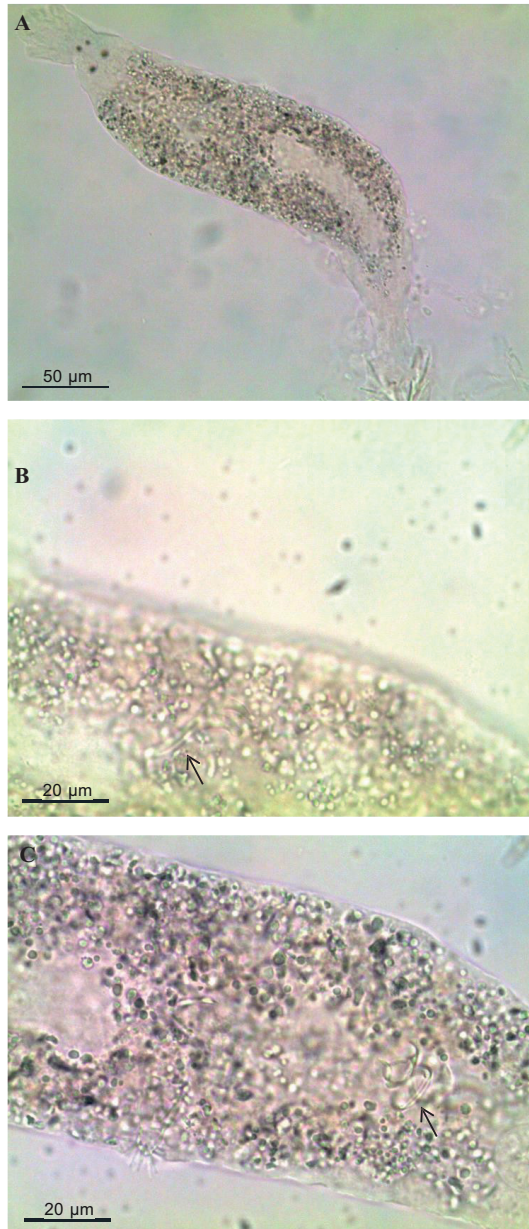
Figura 7.35 – *Urocleidoides* sp.4, parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) esclerito vaginal (seta preta), (C) Vagina (seta preta)

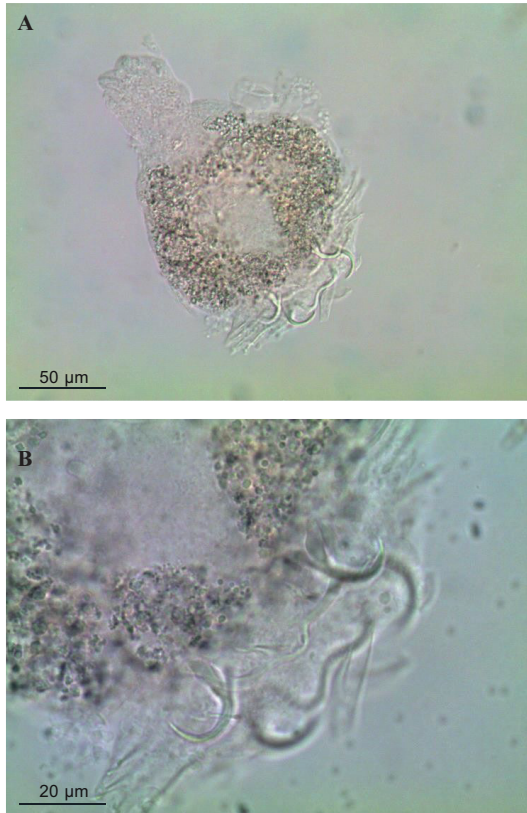
Figura 7.36 – *Urocleidoides* sp.5, parasito de brânquia de *Leporinus friderici*, coletado nos rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.37 – Dactylogyridae gen. sp.1, coletado em *Cyphocharax modestus* nos rios Taquari, Veados e Paranapanema

A
50 µm

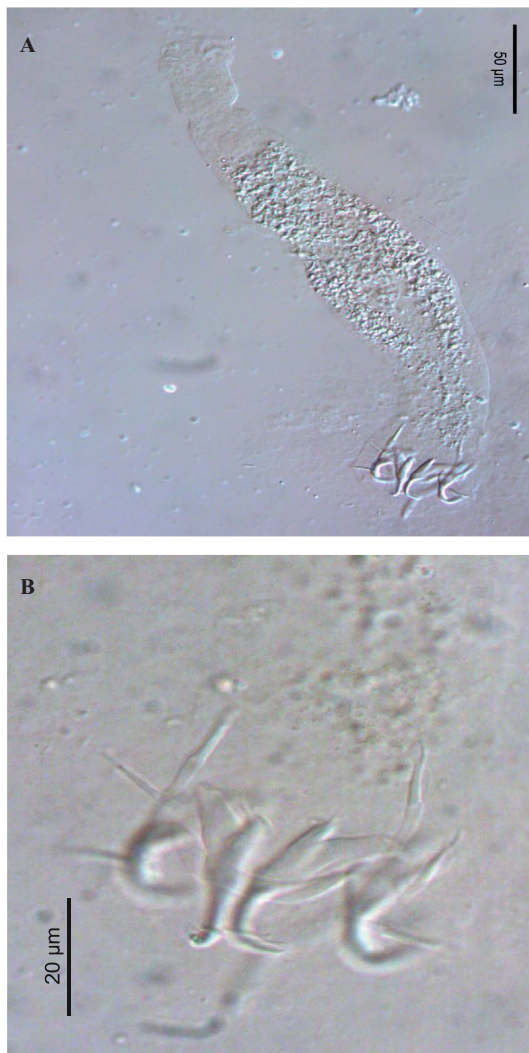
B
20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.38 – Dactylogyridae gen. sp.2, coletado em *Cyphocharax modestus* nos rios Taquari, Veados e Paranapanema

A

50 µm

B

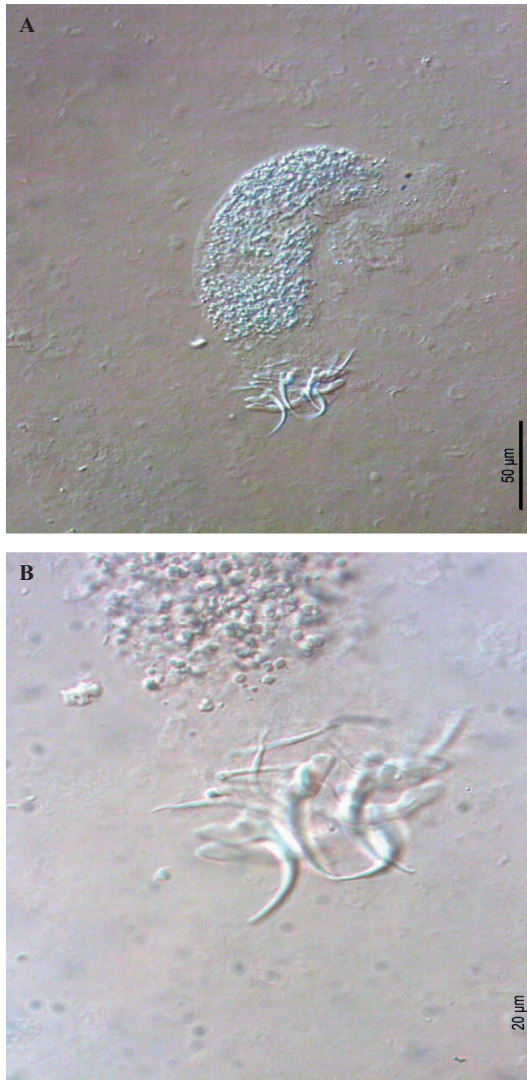
20 µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.39 – Gyrodactylidae gen. sp., parasita de brânquias *Pimelodus maculatus*

A

100 µm

B

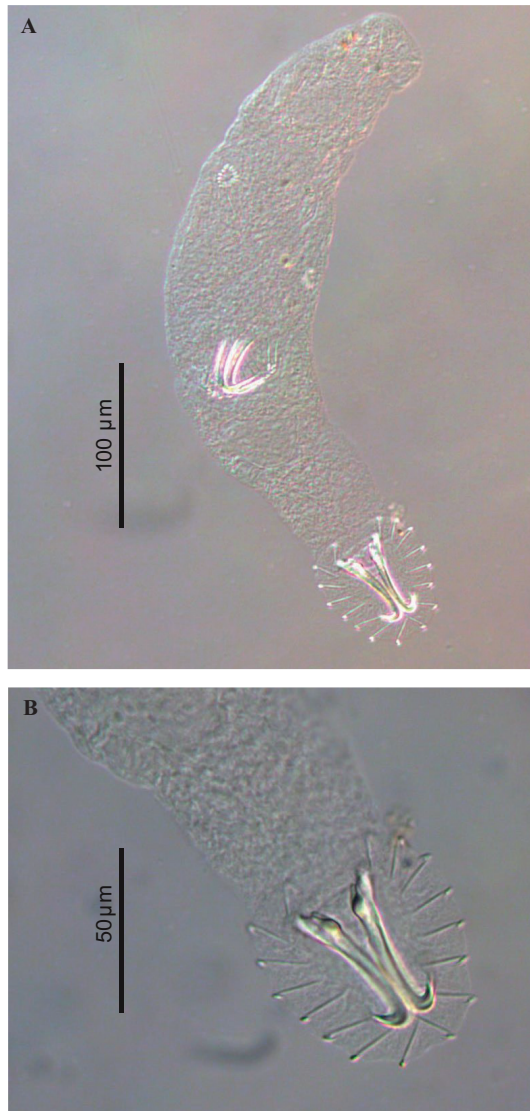
50µm

(A) corpo; (B) haptor

Figura 7.40 – *Antorchis lintoni* encontrado no intestino de *Astyanax fasciatus*, coletado no trecho lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

Figura 7.41 – *Sphincterodiplostomum musculosum* encontrado nos olhos e na cavidade de *Steindacnerina insculpta*, coletado nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

Figura 7.42 – Metacercária de parasito de bexiga natatória de *Leporinus friderici*, coletado no Rio Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

50 μm

Figura 7.43 – *Travnema travnema* encontrado no intestino de *Steindacnerina insculpta*, coletado nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

A
100 µm

B
100 µm

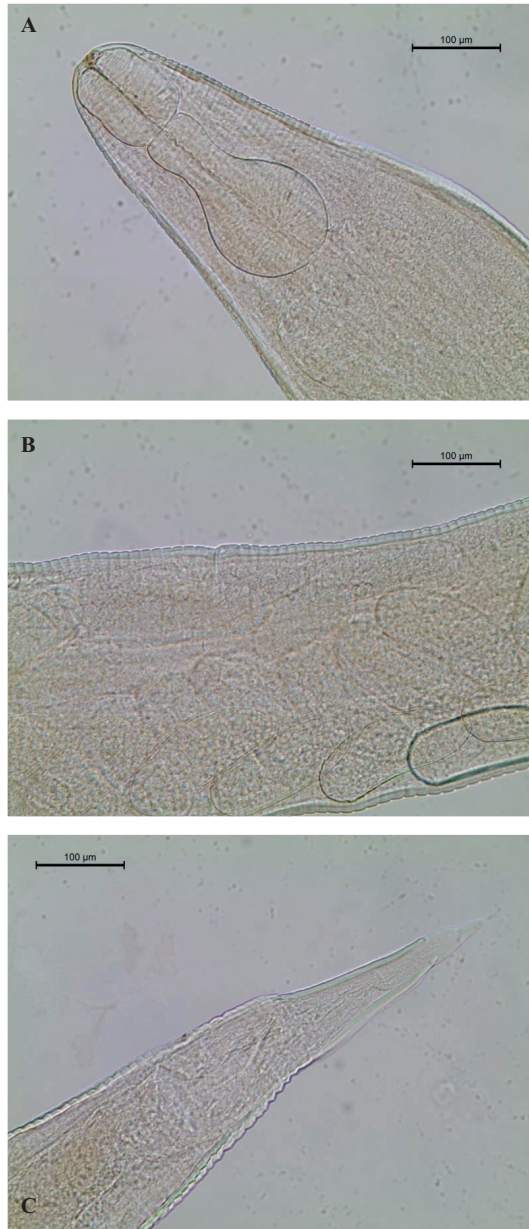
C
100 µm

(A) região anterior, (B) vagina e parte do útero com ovos, (C) região posterior

Figura 7.44 – *Procamallanus (Spirocamallanus) amarali*, parasito de intestino de *Leporinus friderici*, coletado nos Rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

100 μm

B

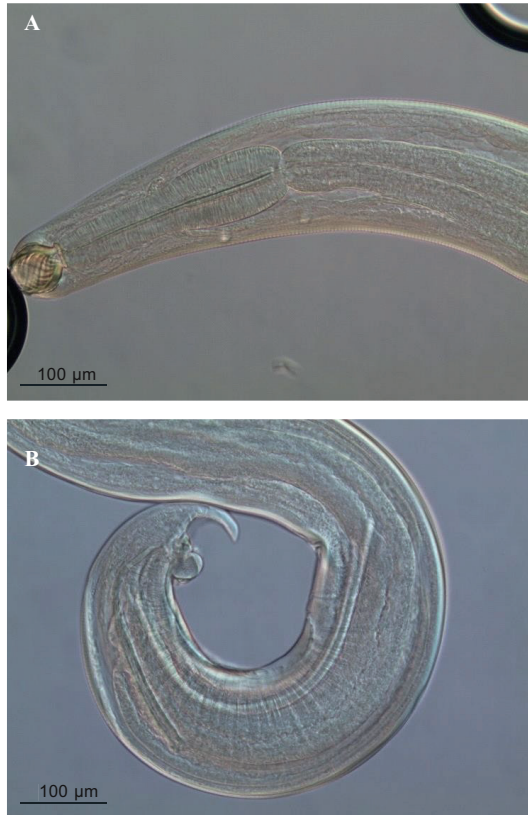
100 μm

(A) região anterior, (B) região posterior

Figura 7.45 – *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* encontrado no intestino de *Astianax fasciatus*, coletado no trecho lótico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

A
100 µm

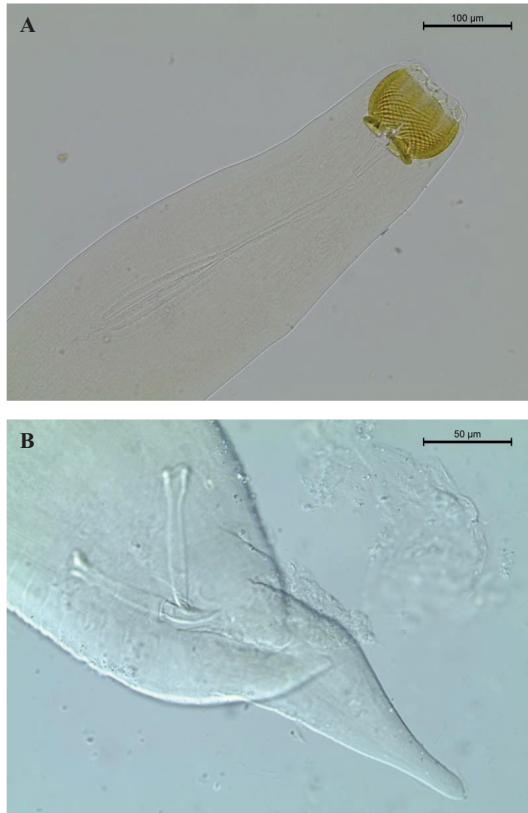
B
50 µm

(A) região anterior, (B) região posterior

Figura 7.46 – *Procamallanus (Spirocamallanus) iheringi*, parasito de intestino de *Leporinus friderici*, coletado nos Rios Paranapanema, Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

A

100 µm

B

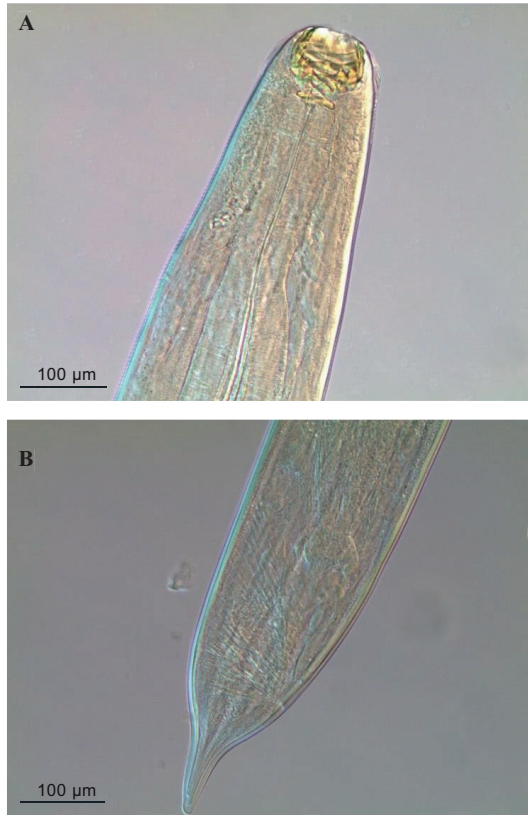
100 µm

(A) região anterior, (B) região posterior

Figura 7.47 – *Rhabdochona acuminata,* parasito de intestino de *Leporinus friderici*, coletado nos Rios Taquari e Veados, Alto Paranapanema, Brasil

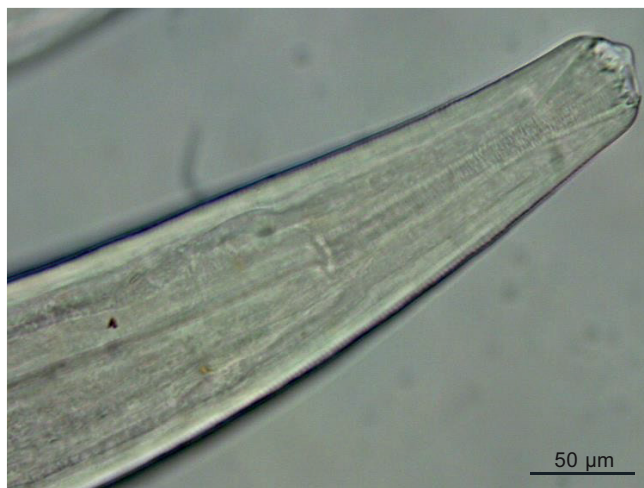
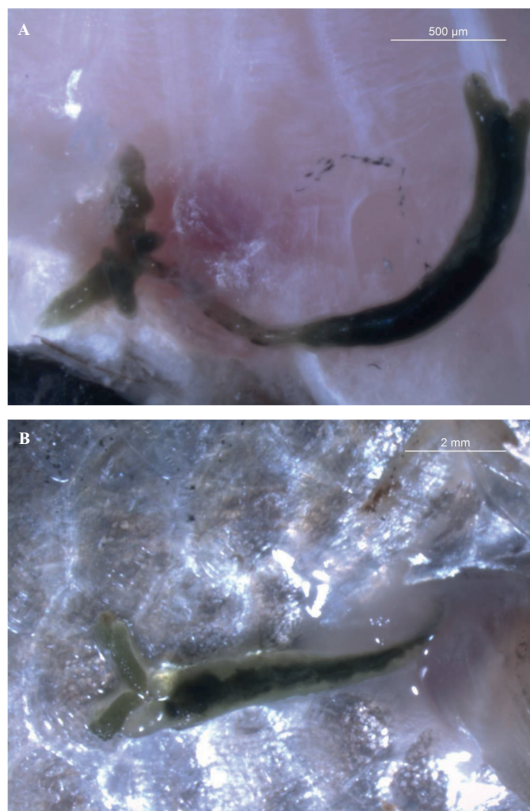



Figura 7.48 – *Gorytocephalus plecostomorum* encontrado no intestino de *Steindacnerina insculpta* coletado nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil

(A) probóscide evertida, (B) região anterior, (C) região posterior

Figura 7.49 – *Lernaea cyprinacea*, parasito de superfície de *Steindachnerina isculpta*, coletado no Rio Taquari, Alto Paranapanema, Brasil

A 500 µm

B 2 mm

(A) corpo; (B) espécime ancorado próximo a base da nadadeira de *S. insculpta*

Fonte: Acosta et al., 2013

Figura 7.50 – *Braga cigarra*, parasito de superfície de *Galeocharax knerii*, coletado no Rio Taquari e Paranapanema, Brasil

Fonte: Brandão et al., 2013

8
Integridade biótica da represa de Jurumirim e seus tributários: perspectivas para o monitoramento ambiental

Ana Paula Vidotto-Magnoni e Jaciara Vanessa Krüger Paes

Desde os primórdios da humanidade, os corpos d'água apresentam diversos benefícios para a sociedade (Karr, 1981), proporcionando abastecimento para uso doméstico, transporte, irrigação e lazer (Karr; Chu, 2000). O aumento populacional e a aceleração da economia, e o consequente aumento da demanda industrial e agrícola ampliaram os múltiplos usos da água, resultando numa multiplicidade de impactos de diversas magnitudes, que exigem diferentes tipos de avaliação quali e quantitativa e também monitoramento contínuo de longo prazo (Tundisi, 2003).

Dentre as abordagens utilizadas no monitoramento de ambientes aquáticos, o índice de integridade biótica (IIB) surge como uma importante metodologia para avaliar os impactos antrópicos nas bacias hidrográficas, incluindo atributos da biota que variam nos níveis de indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas (Simon; Lyon, 1995).

A integridade biótica define-se como a capacidade de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptada, possuindo diversidade e organização semelhantes às áreas que conservam o habitat natural da região (Karr; Dudley, 1981; Araújo et al., 2003). O índice de integridade biótica foi desenvolvido em 1981 por James Karr, com o objetivo de avaliar a condição de pequenos riachos nos Estados Unidos, utilizando a comunidade de peixes como descritores da qualidade ambiental. É um índice multimétrico, ou seja, considera os efeitos de múltiplos impactos e agrega medidas biológicas individuais (métricas) em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de um dado local (Hering et al.,

2006). As métricas são processos ou características mensuráveis de um sistema biológico que se altera em valor ao longo do gradiente de interferência humana, apresentando respostas previsíveis da biota com o aumento do estresse ambiental (Hering et al., 2006; Jaramillo-Villa; Caramaschi, 2008) como por exemplo de espécies de determinado grupo trófico, a proporção de espécies invasoras, de espécies migradoras e também o grau de parasitismo. As métricas podem apresentar valores decrescentes ou crescentes de acordo com o gradiente de qualidade ambiental.

A força da abordagem multimétrica está na habilidade de integrar informações dos vários aspectos de uma comunidade para fornecer uma classificação geral do nível de degradação do ecossistema, sem perder a informação proveniente das métricas individuais (Oliveira et al., 2008).

O índice de integridade biótica é utilizado em larga escala em programas de biomonitoramento nos Estados Unidos (Davis; Simon, 1995; Barbour et al., 1999), países da União Europeia (Hering et al., 2006) e Ásia (Zhu; Chang, 2008), numa tentativa de normatizar protocolos de monitoramento biológico. No Brasil, as medidas e a efetividade de programas de monitoramento aquático geralmente são descontínuas e descentralizadas, principalmente pelas dimensões continentais do país, tomando geralmente a bacia hidrográfica como unidade de gerência de rios, onde cada seção possui seu próprio comitê gestor (Oliveira et al., 2008). Somando-se a tudo isso, há a ineficácia dos comitês gestores de bacias hidrográficas, muitas vezes constituídos por não especialistas, que sofrem muita ingerência política, restando a universidade e institutos de pesquisas suprir lacunas nesses programas de monitoramento ambiental.

Desde então, o índice de integridade biótica se tornou uma ferramenta padrão no monitoramento de sistemas fluviais como rios e riachos (Ferreira; Casatti, 2006; Oliveira et al., 2008), e adaptado para o uso em ambientes lacustres (Drake; Pereira, 2002) e estuários (Deegan et al., 1997). Diversos estudos têm demonstrado a importância dos índices de integridade biótica na detecção de impactos ambientais, inclusive no Brasil (Araújo et al., 2003; Marciano et al., 2004; Bozzetti; Schulz, 2004; Pinto et al., 2006; Ferreira; Casatti, 2006; Esteves; Alexandre;, 2011; Santos; Esteves, 2015). Em ambientes represados, apesar de menos frequente, a abordagem multimétrica tem sido utilizada como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental. Isso porque índice de integridade biótica foi definido para ambientes

naturais (rios), mesmo que sofram algum tipo de perturbação ambiental. No entanto, o represamento é uma alteração permanente no curso d'água, o que pode dificultar a análise, principalmente no que diz respeito a trechos de referência para a pontuação.

Jennings et al., (1995) foram os primeiros autores a adaptar o índice para ambientes represados porque desenvolveram um método alternativo de análise devido à ausência de um local de referência para a avaliação das condições ideais do ambiente (Petesse et al., 2007). Dessa forma, a abordagem tem que ser diferente daquela de rios e lagos naturais, definindo as condições ideais, dentre outras possibilidades, pela observação das melhores condições (ou seja, locais onde comparados com os demais apresenta menor grau de alteração) (McDonough; Hickman, 1999). O índice teve boa resposta na análise do envelhecimento de um reservatório, pelo aumento na deposição de sedimento (Lenhardt et al., 2009), e também analisando-se conjuntamente lagos naturais e artificiais (represas) evidenciando-se que a agricultura exerce forte pressão ambiental nestes ambientes (Launois et al., 2011). Na China, após a construção de uma represa, a qualidade do rio Yangtze caiu drasticamente (Zhu; Chang, 2008). No Brasil, o índice indicou variação na integridade da represa de Barra Bonita, rio Tietê (Petesse et al., 2007). Terra e Araújo (2011) demonstraram que o índice foi efetivo na avaliação da transição entre o rio Paraíba do Sul e a represa de Funil, indicando que o trecho mais baixo da represa era o que apresentava maior degradação ambiental.

Construção do Índice de Integridade Biótica Adaptado para Assembleias de Peixes em Reservatório (IAPR)

Em cada trecho de coleta, a integridade foi calculada para todos os dados agrupados das oito amostragens trimestrais realizadas ao longo de dois anos. Optou-se por uma avaliação global, independentemente dos meses de coleta, pois os resultados poderiam apresentar desvios não relacionados com a qualidade ambiental. Além disso, a avaliação mensal não está entre as premissas da análise de integridade biológica (Karr, 1981; Karr; Chu, 2000).

A análise de índices multimétricos é baseada na comparação entre áreas que refletem as condições mais próximas do natural (referência) e áreas sob

diferentes graus de impactado ambiental (Oliveira et al., 2008). Porém, um problema dessa abordagem quando se adapta a análise para represas é a ausência de pontos referenciais. O índice foi primeiramente adaptado para ambientes represados por Jennings et al., (1995), que desenvolveram um método alternativo de análise, pois em virtude de os reservatórios serem ambientes totalmente artificiais, há a ausência de um ponto de referência pristino para a avaliação das condições ideais do ambiente (Petesse et al., 2007). Dessa forma, a abordagem tem que ser diferente daquela de rios e lagos naturais, definindo as condições ideais, dentre outras possibilidades, pela observação das melhores condições (locais com menor grau de alteração) (McDonough; Hickman, 1999). Desse modo, Jennings et al. (1995) propuseram a utilização da terminologia "Índice de Assembleia de Peixes em Reservatórios" (IAPR, em inglês, RFAI), ao invés de Índice de Integridade Biótica, exatamente pela ausência de uma condição de um local de referência totalmente íntegro. Essa abordagem produz bons resultados no caso em que o conjunto de dados tenha uma grande amplitude de condições para cada característica ou métrica da comunidade (Gerritsen et al., 1998). Desse modo, a determinação das condições de referência, neste estudo, seguiu a utilização dos melhores valores observados como referência.

Métricas potenciais

Para definir a lista das métricas candidatas, as espécies foram avaliadas quanto a quatro atributos funcionais: origem, tolerância, guilda trófica e resiliência (Tabela 8.1). A classificação quanto à origem (nativa ou não nativa) seguiu Reis et al., (2003) e Graça e Pavanelli (2007). A utilização das categorias tróficas foi definida de acordo com a análise do conteúdo estomacal (Capítulo 6), considerando aquelas que apresentaram número amostral suficiente para a análise, o que perfaz mais de 90% das espécies na maioria dos trechos. O grupo trófico foi determinado com base no alimento preferencial (Índice Alimentar ≥ 50%). A caracterização de mais de uma guilda trófica para algumas espécies é em razão de a análise ter sido realizada por trecho, ou seja, uma mesma espécie pode apresentar diferentes posições tróficas de acordo com o alimento preferencial em cada trecho. As espécies foram classificadas em intolerantes e tolerantes com base

na literatura (Araújo, 1998; Bozetti; Schulz, 2004; Pinto; Araújo, 2007). Quanto à resiliência as espécies foram classificadas como sendo de alta, média ou baixa resiliência, utilizando os dados disponíveis no site *Fishbase* (Froese; Pauly, 2016).

A utilização de métricas de diferentes naturezas pode permitir a avaliação qualitativa além da quantitativa, uma vez que uma métrica individualmente pode ser capaz de qualificar a origem do impacto (Oliveira et al., 2008). As métricas iniciais estão baseadas em vários atributos da comunidade de peixes para avaliar os efeitos de alteração ambiental, que compreendem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas (Araújo, 1998). Foram propostas 39 métricas para a construção do índice, relacionadas a cinco categorias: 1. Composição e riqueza de espécies; 2. Abundância; 3. Estrutura trófica; 4. Tolerância; 5. Reprodução; e 6. Saúde. A maioria delas já foi utilizada em ecossistemas neotropicais (Araújo, 1998; Araújo et al., 2003; Bozzetti; Schulz, 2004; Marciano et al., 2004; Ferreira; Casatti, 2006; Pinto et al., 2006; Petesse et al., 2007; Pinto; Araújo, 2007; Esteves; Alexandre, 2011; Terra; Araújo, 2011) ou foram adaptadas para o presente estudo. As métricas originalmente propostas por Karr (1981) foram sofrendo modificações por diversos autores, principalmente no que diz respeito à composição de grupos taxonômicos de ocorrência específica, no caso do presente estudo, aquelas encontradas na região Neotropical.

Descrição das métricas

A seguir encontra-se uma descrição detalhada das métricas iniciais, de acordo com as categorias:

Composição e riqueza de espécies

Número total de espécies: essa métrica fornece uma medida da diversidade biológica do ambiente visto que tipicamente diminui com o aumento da degradação (Hughes; Oberdoff, 1998). Em um ambiente não degradado, portanto, é esperado um número total de espécies maior que o observado em ambientes degradados. Ressalta-se que no número total de espécies

estão incluídas apenas as coletadas por redes de espera, não incluindo espécies coletadas por amostragem complementar (arrasto e peneiras).

Número de espécies nativas: considera-se importante a identificação da proporção da fauna residente que é originariamente nativa. O decréscimo no número de espécies nativas (e o consequente aumento no número de espécies introduzidas) em um ambiente é fator de degradação ambiental. A fauna nativa avalia o grau em que os elementos principais de diversidade biótica estão presentes (Magalhães et al., 2008).

Número de espécies não nativas: a introdução de espécies é uma prática comum em represas e amplamente reportada no Brasil. O número elevado de espécies não nativas e que podem ter potencial para se estabelecer e inclusive tornar-se invasora é considerado um índice de degradação do ambiente e da comunidade. Essas espécies quando se tornam invasoras podem alterar as comunidades por exclusão competitiva, alteração de habitat, e se tornar extremamente abundantes, alterando a dominância e equitabilidade e dominância das comunidades (Lockwood et al., 2007; Pelicice; Agostinho, 2009).

Número de Characiformes: geralmente é a ordem mais abundante e diversa em ambientes de água doce; essa métrica trata principalmente de espécies que procuram alimentos visualmente, capazes de grandes e pequenos deslocamentos e de ampla distribuição no ambiente. Espera-se que a abundância de Characiformes diminua com crescente turbidez e com diminuição da vegetação marginal (Terra; Araújo, 2011). Foi calculada em número de espécies e número de indivíduos.

Número de Siluriformes: essa métrica pretende avaliar as condições do hábitat bentônico. A escolha desse grupo é justificada por serem organismos adaptados ao ambiente bentônico e altamente especialistas. É esperado que essa métrica decresça com a homogeneização do substrato e baixa oxigenação (Terra; Araújo, 2011). Foi calculada em número de espécies e número de indivíduos.

Número de Perciformes: essa métrica é indicativa da degradação dos ambientes lênticos e da coluna d'água. Perciformes, em sua maioria, são espécies adaptadas ao ambiente lêntico, que podem se deslocar na coluna de água e ao mesmo tempo são indicadoras das condições da margem, visto que usam esse ambiente para desova (construção de ninhos) (Petesse et al., 2007). Foi calculada em número de espécies e número de indivíduos.

Número de espécies que compreendem 90% dos indivíduos: essa métrica foi proposta por Araújo et al. (2003) e pretende representar a dominância nas comunidades, assumindo que assembleias de peixes dominadas por poucas espécies apresentam baixa riqueza, equitabilidade, resiliência e estabilidade (Terra; Araújo, 2011)

Diversidade de Shannon e Equitabilidade: índices ecológicos das comunidades apresentam menor valor à medida que aumenta a degradação ambiental (Magalhães et al., 2008).

Abundância

Número total de indivíduos e biomassa total: essa métrica foi proposta para represas por McDonough e Hickman (1999) e utilizada por Petesse et al. (2007) para a represa de Barra Bonita. É baseada no fato de que condições ambientais ideais favorecem assembleias de peixes que sustentam um grande número de indivíduos. Elevadas capturas são frequentemente associadas a rios ricos e de boa qualidade de água (Araújo, 1998), porém é importante avaliar o desempenho dessa métrica ao longo de um gradiente de distúrbio, pois há uma tendência de aumento de abundância a medida aumenta a degradação (Hughes; Oberdoff, 1998; Petesse et al., 2007), principalmente no que se refere a espécies oportunistas e invasoras.

% de indivíduos com comprimento total maior de 30 cm: essa métrica tem o objetivo de avaliar a abundância relativa de espécies de médio e grande porte, pois a ocorrência de espécies apenas de pequeno tamanho um indicativo de sobre pesca ou de degradação ambiental (Petesse et al., 2007). Além disso, o represamento é um fator preponderante na diminuição de espécies de médio e grande portes, pois geralmente está associada às espécies que realizam migração reprodutiva, e que desaparecem após a construção de uma barreira que fragmenta o ambiente aquático. Dessa métrica também foi calculada o % em biomassa.

Guilda trófica

% de indivíduos herbívoros+detritívoros: essa métrica pretende avaliar a importância das espécies com dieta especialista. Trata-se de organismos que se nutrem de vegetais e detrito, cuja abundância pode estar

associada com a degradação do ambiente. Também foi calculado em biomassa relativa. Esta métrica foi proposta no presente estudo com o objetivo de agrupar espécies com dieta especializada, e que possuem adaptações morfológicas para alimentação de detrito e plantas (dentes especializados em raspar sedimento, ou dentição própria de pastadores, ou ausência total de dentes e intestino longo).

% de indivíduos piscívoros: esse grupo é caracterizado por espécies de vida longa, que compõe o topo das cadeias tróficas aquáticas e têm um importante papel na função de regulação da comunidade (Petesse et al., 2007).

Populações viáveis e saudáveis de espécies carnívoras de topo, indicam uma comunidade saudável e diversificada (Karr, 1981). Com o declínio da qualidade da água, essas populações diminuem e/ou desaparecem (Araújo, 1998). Também foi calculado em biomassa relativa.

% de indivíduos onívoros: essa métrica foi proposta por Karr (1981) com o objetivo de avaliar a alteração da cadeia alimentar. É composta por espécies que se alimentam de plantas e animais e/ou que mudam a dieta conforme a disponibilidade alimentar. Pode-se considerar que um local declina em qualidade à medida que aumenta a proporção de indivíduos onívoros, sendo que a dominância dessas espécies cresce como resultado da degradação da base alimentar, especialmente dos invertebrados (Araújo, 1998). Sua característica oportunista faz com que eles tenham mais sucesso nestes ambientes que os forrageadores especialistas (Karr et al., 1986). Essa métrica é amplamente usada nas várias adaptações do índice IBI (Araújo et al., 2003; Pinto et al., 2006; Petesse; Petesse et al., 2007). Também foi calculado em biomassa relativa.

% de indivíduos insetívoros+invertívoros: essa métrica pretende avaliar a importância das espécies carnívoras com dieta especialista. Organismos que utilizam insetos aquáticos e outros macroinvertebrados como recurso principal da sua dieta, cuja abundância é alterada pela degradação do ambiente, principalmente no que diz respeito à oxigenação e qualidade do substrato, pois são importantes para diversidade de invertebrados. Em geral, há uma forte correlação negativa entre a abundância de peixes insetívoros (ou invertívoros) e os onívoros (Araújo, 1998). A combinação desses dois grupos tróficos numa única métrica é proposta no presente estudo. Também foi calculado em biomassa relativa.

Tolerância

Número de espécies tolerantes: essa métrica pretende avaliar a degradação ambiental a partir do número de espécies consideradas tolerantes. Esse grupo é composto por espécies cuja abundância e distribuição aumenta com a degradação, e podem permanecer nos locais muito depois que todos os peixes desaparecem (Araújo, 1998). A seleção dessas espécies foi baseada na literatura (Araújo et al., 2003; Costa; Schulz, 2004; Petesse et al., 2007). As espécies consideradas como tolerantes foram: *A. altiparanae, A. fasciatus, C. callichthys, G. brasiliensis, H. littorale, H. ancistroides, H. malabaricus, P. anisitsi, P. maculatus* e *R. quelen*. Também foi calculada a importância em número de indivíduos e biomassa.

Número de espécies intolerantes: essa métrica foi proposta por Karr et al. (1986), e representa as espécies que desaparecem ou reduzem significativamente sua abundância com o aumento da degradação. Em cada área geográfica, algumas espécies facilmente identificáveis são as primeiras a desaparecer com o aumento da influência humana, e esse desaparecimento pode ser atribuído à degradação da qualidade da água, degradação do habitat ou à combinação dos dois (Araújo, 1998). Com exceção das espécies tolerantes, as demais espécies foram classificadas como intolerantes. Também foi calculada a importância em número de indivíduos e biomassa.

Reprodução

Número de espécies com alta resiliência: métrica proposta por Petesse et al. (2007) e utilizada também por Terra e Araújo (2011), que representa a compensação reprodutiva das espécies. Em ambientes de reservatório pode haver ausência de locais próprios para a desova e consequentemente recrutamento, pela perda de áreas adequadas para alimentação e abrigo (Petesse et al., 2007). Dessa forma, espécies que toleram a degradação e apresentam alta resiliência podem proliferar rapidamente após um distúrbio ambiental. Também foi calculada a importância em número de indivíduos e biomassa.

Número de espécies de longa migração: com o barramento dos rios, uma significativa alteração ambiental, e com a diminuição dos locais de desova, devido à erosão das margens e redução de locais adequados para a desova, esses peixes tornam-se ameaçados de extinção e ocorrem cada vez

menos nos rios (Araújo, 1998). Porém, uma característica da represa de Jurumirim é a ausência de represas no curso principal do rio Paranapanema a montante, além de tributários que podem atuar como locais adequados para desova de espécies, a avaliação da presença de espécies de longa migração (acima de 50 km) é um fator importante para essa represa. Também foi calculada a importância em número de indivíduos.

Saúde

% de indivíduos com anomalias: métrica originalmente proposta por Karr (1981), a saúde dos indivíduos é um índice da qualidade do ambiente. Para tanto, foi anotada para cada indivíduo a presença de tumores, malformações e/ou nadadeiras danificadas. Num ambiente íntegro a frequência esperada de indivíduos com anomalias e/ou lesões é baixa e pode estar relacionada à presença de pesticidas e poluentes (Karr, 1981). Dessa métrica foi calculada, também, a importância em biomassa.

Total de parasitos: o registro do total de parasitos encontrados nos indivíduos analisados por trecho de coleta foi proposto como métrica com o objetivo de identificar possível aumento da prevalência de parasitas relacionado à degradação ambiental. A proporção de indivíduos parasitados pode aumentar drasticamente em corpos d'água modificados (Karr, 1981). Apenas parasitos de brânquia e olho (principalmente Monogenea) foram considerados. Dessa métrica também foi calculada a abundância média de parasitos por indivíduo.

Seleção das métricas

A precisão do índice de integridade biótica depende da sensibilidade dessa ferramenta em discriminar variações naturais dos distúrbios causados por interferência humana (Pont et al., 2006). Dessa foram, a avaliação da sensibilidade das métricas foi realizada considerando a variação das métricas (Oliveira et al., 2008; Petesse, 2006). A seleção seguiu a variabilidade e redundância das métricas, conforme Hughes et al. (1998) e Hering et al. (2006). As métricas com pequena amplitude de variação da nota não contribuem com a variação entre as localidades, e portanto foram excluídas.

Posteriormente, uma análise de correlação de Spearman foi aplicada nas métricas restantes, para avaliar a redundância entre as métricas, conforme Hering et al. (2006). Segundo os autores, um par de métricas é redundante se apresentar coeficientes de correlação de Spearman maiores de 0,80 ou menores que -0,80 (Tabela 8.1). O procedimento adotado foi a exclusão de uma das métricas, partindo da premissa de que a métrica excluída deve ter maior correlação geral com outras métricas.

Pontuação das métricas

Foi aplicado o método de pontuação contínuo, variando de 0 a 10 para cada métrica. Isso difere do originalmente proposto por Karr (1981), que estabeleceu pontuação discreta para métricas (nota 1: condição ruim; nota 3:condição intermediária; nota 5: boa condição). No entanto, a pontuação contínua é bastante adotada (Bozzetti; Schulz, 2004; Esteves; Alexandre, 2011; Santos; Esteves, 2015) inclusive para ambientes represados (Terra; Araújo, 2011).

Em métricas que decrescem com impacto, o menor valor (0) foi obtido através do percentil 5° dos valores observados e o maior valor (10) equivale ao percentil 95°. A utilização dos percentis 5° e 95° é importante para a exclusão de eventuais valores extremos que prejudiquem a correta interpretação da métrica (Terra, 2009). Os valores observados entre os limites estabelecidos pelos percentis foram pontuados de forma contínua como frações dos valores observados. O cálculo das notas foi feito segundo Ganasan e Hughes (1998) e Hering et al. (2006) para métricas que diminuem com a degradação ambiental: [valor observado da métrica observado – limite inferior (percentil 5°) / Limite superior (percentil 95°) – limite inferior (percentil 5°)] x 10. Para métricas que aumentam com a degradação ambiental, foi calculado: [valor observado da métrica observado – limite superior (percentil 95°) / Limite inferior (percentil 5°) – limite superior (percentil 5°)] x 10. O valor referente à melhor condição foi estabelecido pelo percentil 5° e a pior condição estabelecida pelo percentil 95º. O valor resultante da soma das notas individuais de cada métrica foi multiplicado por 10 e dividido pelo número total de métricas. A nota final varia de 0 a 100, independente do número de métricas utilizadas, o que torna possível a comparação

entre índices adaptados com números de métricas diferentes (Hering et al., 2006). As notas finas do IAPR foram distribuídas em cinco classes de qualidade, segundo Hering et al. (2006): maior que 80: excelente; entre 80 e 60: bom; entre 60 e 40: moderado; entre 40 e 20: pobre e menor que 20: ruim. Essa proposição de classes é diferente de Karr (1981), porém apresentou-se mais adequada aos dados.

Índice de qualidade ambiental (IQA)

Foram selecionadas características ambientais significativas para degradação ambiental, com relação à ocupação do entorno: percentual ocupado por fragmento florestal, percentual ocupado por atividade agropastoril ou humana. Quanto às características da água, foram avaliados a temperatura e oxigênio dissolvido, bem como o tipo de substrato de fundo (pedras, areia e lodo). Outras métricas ambientais foram testadas, porém excluídas por apresentarem baixa variação ou ausência de correlação com a degradação ambiental: pH, condutividade elétrica da água, material em suspensão, clorofila-*a*, nitrogênio total e fósforo total.

A pontuação e a separação em classes de qualidade seguiram os mesmos critérios das métricas bióticas (Araújo et al., 2003; Hering et al., 2006; Petesse et al., 2007).

Validação do IAPR

Os resultados obtidos com o IAPR foram confrontados com o índice de qualidade ambiental (IQA). Essa análise foi feita pela dispersão dos pares de valores para cada trecho, realizando uma análise de correlação linear entre as mesmas, com avaliação do coeficiente de correlação de Pearson (R^2).

Resultados

Dentre as 39 métricas propostas, 25 foram rejeitadas por apresentarem pequena variação entre os valores observados ou ausência de correlação com

o grau de impacto, seguindo o critério de avaliação do trecho com melhor condição ambiental (Tabela 8.2). Para o critério de redundância, as métricas restantes (14) correlacionadas com teste de Spearman (Tabela 8.3). As métricas que apresentaram correlação maior que 0,80 ou menor que -0,80 foram eliminadas, seguindo critério de Hering et al. (2006). Com base nessa análise as métricas eliminadas foram: Número de espécies de Siluriformes, Número de espécies tolerantes e % de indivíduos de longa migração. Para o cálculo do IAPR restaram 11 métricas (Tabela 8.4): Número total de espécies, Número de espécies nativas, Número de espécies introduzidas (não nativas), Número de espécies de Characiformes, Número de espécies de Perciformes, % de espécies que compõe 90% da abundância, Número total de indivíduos, % de biomassa de piscívoros, % de biomassa de insetívoros + invertívoros, Número de espécies tolerantes e Número de espécies com alta resiliência.

As notas finais variaram de 32 a 77, classificando os trechos em três classes de qualidade (Hering et al., 2006): pobre, moderado e bom. Três trechos foram classificados como "bom": Paranapanema – Alto e Taquari – Alto e Médio; três trechos foram classificados como "moderado": Paranapanema – Médio, Veados – Baixo e Taquari – Baixo (Tabela 8.5; Figura 8.1). Seis trechos classificados como "pobre": Paranapanema – Baixo (mesmo trecho considerado como Jurumirim – Alto), Veados – trechos Alto e Médio e todos os trechos da represa (Alto, Médio e Baixo).

Quanto ao Índice de Qualidade Ambiental (IQA), os trechos foram classificados em cinco classes de qualidade, seguindo o mesmo critério do IAPR: "ruim" (Jurumirim – Médio e Baixo), "pobre" (todos os trechos do ribeirão dos Veados e Taquari – Baixo), "moderado" (todos os trechos do Paranapanema e Jurumirim – Alto), "bom" (Taquari – Médio) e "excelente" (Taquari – Alto) (Figura 8.2).

A correlação entre o Índice de Assembleia de Peixes de Reservatórios (IAPR) com o Índice de Qualidade Ambiental (IQA) apresentou correlação positiva com um valor de $r^2 > 0,50$, indicando que ambos os índices apresentaram resposta similares com relação aos impactos ambientais. Esse resultado indica a validação da análise do IAPR.

Tabela 8.1 – Atributos funcionais das espécies de peixes coletadas na represa de Jurumirim e seus principais tributários. Origem: nativa e não nativa (independente da origem; Grupo trófico: HER: herbívoro, DET: detritívoro, PIS: piscívoro, CARC: carcinófago, INV: invertívoro, INS: insetívoro, ONI: onívoro; tolerância: Tol: tolerante, Int: intolerante; resiliência conforme informações disponíveis no *Fishbase*) (Froese; Pauly, 2016)

	Origem	Grupo trófico	Tolerância	Resiliência
CHARACIFORMES				
Anostomidae				
Leporinus amblyrhynchus	nativa		Int	média
Leporinus elongatus	nativa	INV	Int	média
Leporinus friderici	nativa	HER/INV	Int	média
Leporinus octofasciatus	nativa		Int	média
Leporinus striatus	nativa		Int	média
Schizodon intermedius	nativa	HER	Int	média
Schizodon nasutus	nativa	HER	Int	média
Characidae				
Astyanax lacustris	nativa	HER/ONI	Tol	alta
Astyanax bockmanni	nativa		Int	alta
Astyanax fasciatus	nativa	HER	Tol	alta
Brycon orbignyanus	nativa		Int	média
Galeocharax knerii	nativa	PIS	Int	alta
Metynnis maculatus	não nativa	HER	Int	alta
Oligosarcus pintoi	nativa	PIS/CARC	Int	alta
Piaractus mesopotamicus	nativa		Int	alta
Salminus hilarii	nativa	PIS	Int	média

	Origem	Grupo trófico	Tolerância	Resiliência
Serrasalmus maculatus	nativa	PIS	Int	alta
Curimatidae				
Cyphocharax cf. *nagelii*	nativa		Int	–
Cyphocharax modestus	nativa	DET	Int	–
Steindachnerina insculpta	nativa	DET	Int	–
Erythrinidae				
Hoplias lacerdae	não nativa		Int	–
Hoplias malabaricus	nativa	PIS	Tol	baixa
Parodontidae				
Apareiodon affinis	nativa		Int	média
Prochilodontidae				
Prochilodus lineatus	nativa	DET	Tol	média
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
Gymnotus inaequilabiatus	não nativa		Int	alta
Gymnotus sp.	nativa		–	–
Gymnotus sylvius	nativa	HER/INS/ONI	Int	alta
Sternopygidae				
Eigenmannia trilineata	nativa		Int	–
Eigenmannia virescens	nativa		Int	média
SILURIFORMES				
Callichthyidae				
Callichthys callichthys	nativa		Tol	média
Hoplosternum littorale	nativa	ONI/INS/DET	Tol	média

	Origem	Grupo trófico	Tolerância	Resiliência
Doradidae				
Rhinodoras dorbignyi	nativa	INS	Int	média
Heptapteridae				
Pimelodella avanhandavae	nativa	HER	Int	alta
Pimelodella sp.			Int	–
Rhamdia quelen	nativa	PIS	–	–
Hypostominae				
Hypostomus ancistroides	nativa	DET	Tol	média
Hypostomus cf. *nigromaculatus*	nativa		Int	–
Hypostomus margaritifer	nativa		Int	–
Hypostomus regani	nativa	DET	Int	–
Pterygoplichthys anisitsi	nativa		Tol	–
Pimelodidae				
Iheringichthys labrosus	nativa	ONI/INS/DET	Int	alta
Pimelodus maculatus	nativa	ONI/PIS/HER/INV	Tol	média
PERCIFORMES				
Cichlidae				
Cichla kelberi	não nativa	PIS	Int	média
Geophagus brasiliensis	nativa		Tol	média
Geophagus sp.	nativa		–	–

Tabela 8.2 – Métricas propostas para a construção do Índice de Assembleia de Peixes em Reservatórios (IAPR) na represa de Jurumirim e seus principais tributários. Resposta esperada a poluição da água e destruição do habitat (positiva ou negativa); passos do processo de seleção pelo qual foram rejeitadas: red – redundância e var – variabilidade. Métricas finais (F)

Métricas candidatas	Resposta esperada	Seleção
Composição e riqueza de espécies		
Número total de espécies	–	F
Número de espécies nativas	–	F
Número de espécies introduzidas (não nativas)	+	F
Número de espécies de Characiformes	–	F
Número de espécies de Siluriformes	–	Red
Número de espécies de Perciformes	–	F
Diversidade de Shannon–Wiener	–	Var
Equitabilidade	–	Var
% de espécies que compõe 90% da abundância	–	F
Abundância		
Número total de indivíduos	–	F
Biomassa total	–	Var
% de indivíduos de Characiformes	–	Var
% de indivíduos de Siluriformes	–	Var
% de indivíduos de Perciformes	–	Var
% de indivíduos com comprimento > 30 cm	–	Var
% de biomassa de indivíduos com comprimento > 30 cm	–	Var
Estrutura trófica		
% de indivíduos herbívoros+detritívoros	–	Var
% de indivíduos piscívoros	–	Var
% de indivíduos insetívoros+invertívoros	–	Var
% de indivíduos onívoros	+	Var
% de biomassa de herbívoros+detritívoros	–	Var
% de biomassa de piscívoros	–	F
% de biomassa de insetívoros+invertívoros	–	F
% de biomassa de onívoros	+	Var

Tolerância		
Número de espécies tolerantes	+	F
Número de espécies intolerantes	–	Red
% de indivíduos tolerantes	+	Var
% de indivíduos intolerantes	–	Var
% de biomassa de tolerantes	+	Var
% de biomassa de intolerantes	–	Var
Reprodução		
Número de espécies de longa migração	–	Var
% de indivíduos de longa migração	–	Red
Número de espécies com alta resiliência	+	Var
% de indivíduos com alta resiliência	+	F
% de biomassa de espécies com alta resiliência	+	Var
Saúde		
% de indivíduos com anomalias	+	Var
% de biomassa de indivíduos com anomalias	+	Var
Total de parasitos	+	Var
Média de parasitos por indivíduo	+	Var

Tabela 8.3 – Matriz de correlação de Spearman entre as métricas candidatas para o IAPR na represa de Jurumirim e seus principais tributários. Métricas com forte correlação foram excluídas (r ≥ 0.8 ou ≤ 0.8). Métricas excluídas e valores de r ≥ 0,8 ou ≤ 0,8 estão sublinhados

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	Total de espécies	1													
2	Nativas	0,31	1												
3	Introduzidas	0,30	1,00	1											
4	Characiformes	-0,16	-0,77	-0,78	1										
5	Siluriformes	0,28	0,80	0,78	-0,87	1									
6	Perciformes	0,28	0,76	0,74	-0,65	0,89	1								
7	Número total	0,17	0,02	0,01	0,00	-0,28	-0,48	1							
8	% espécies 90% abundância	0,46	0,00	-0,01	0,34	-0,17	0,06	-0,23	1						
9	N. longa migração	0,02	-0,81	-0,80	0,63	-0,63	-0,66	-0,02	-0,06	1					
10	Biomassa pisc.	0,48	0,09	0,11	-0,07	-0,16	-0,22	0,44	0,25	0,13	1				
11	Biomassa ins+inv	-0,05	0,26	0,24	-0,21	0,28	0,35	-0,05	-0,03	-0,53	-0,25	1			
12	Espécies tolerantes	0,48	-0,36	-0,37	0,41	-0,37	-0,34	0,11	0,53	0,34	0,46	-0,18	1		
13	Espécies intolerantes	0,15	-0,42	-0,43	0,62	-0,53	-0,47	0,06	0,29	0,39	0,15	-0,12	0,81	1	
14	N. alta resiliência	0,03	0,38	0,41	-0,41	0,23	0,07	0,18	-0,38	-0,03	0,05	-0,57	-0,41	-0,34	1

Tabela 8.4 – Métricas finais que compuseram o IAPR do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários; melhores e piores valores observados e os percentis 5° e 95° identificados para a pontuação do IAPR

Métricas finais	**Condição**		**Percentil**	
	Melhor	**Pior**	**5**	**95**
1. Número total de espécies	30	24	24	30
2. Número de espécies nativas	100	90	90,9	100
3. Número de espécies introduzidas (não nativas)	0	10	0	9,1
4. Número de espécies de Characiformes	77,4	50	53	73,3
5. Número de espécies de Perciformes	0	12,5	0	10,2
6. % de espécies que compõe 90% da abundância	14	7	9	13,5
7. Número total de indivíduos	2357	468	468	1656,9
8. % de biomassa de piscívoros	51,5	12,8	13	51,3
9. % de biomassa de insetívoros+invertívoros	23,3	0	0	22,9
10. Número de espécies tolerantes	25	38,5	26	37,9
11. Número de espécies com alta resiliência	26,7	37,5	28	36,7

Tabela 8.5 – Valores observados (O) das 11 métricas selecionadas para a composição do IAPR da represa de Jurumirim e seus principais tributários, com valores das notas (N), IAPR final e classes de qualidades (segundo Hering et al. 2006).

Trecho/ métrica	1		2		3		4	
	O	N	O	N	O	N	O	N
PAR-Alto	30	10	96,3	5,9	3,7	5,9	55,6	1,3
PAR-Médio	25	1,7	96	5,6	4	5,6	60,0	3,4
PAR-Baixo	24	0	95,8	5,4	4,2	5,4	58,3	2,6
VE-Alto	24	0	91,7	0	8,3	0,8	66,7	6,7
VE-Médio	26	3,3	92,3	1,5	7,7	1,5	69,2	8,0
VE-Baixo	30	10	90	0	10	0,0	70,0	8,4
TA-Alto	30	10	100	10	0	10,0	60,0	3,4
TA-Médio	27	5	100	10	0	10,0	63,0	4,9
TA-Baixo	26	3,3	100	10	0	10,0	50,0	0,0
JU-Montante	24	0	95,8	5,4	4,2	5,4	58,3	2,6
JU-Transição	24	0	91,7	0,8	8,3	0,8	66,7	6,7
JU-Lêntico	24	0	91,7	0,8	8,3	0,8	77,4	10,0

Trecho/ métrica	5		6		7		8	
	O	N	O	N	O	N	O	N
PAR-Alto	0	10,0	832	3,1	13	8,9	51,1	9,9
PAR-Médio	0,0	10,0	529	0,5	11	4,4	16,1	0,8
PAR-Baixo	0,0	10,0	468	0,0	13	2,2	12,8	0,0
VE-Alto	12,5	0,0	834	3,1	11	4,4	43,4	7,9
VE-Médio	3,8	6,2	946	4,0	10	2,2	34,7	5,7
VE-Baixo	6,7	3,5	965	4,2	12	6,7	23,1	2,6
TA-Alto	0,0	10,0	920	3,8	12	6,7	51,5	10,0
TA-Médio	0,0	10,0	590	1,0	14	10,0	28,9	4,2
TA-Baixo	3,8	6,2	2357	10,0	7	0,0	33,3	5,3
JU-Montante	0,0	10,0	468	0,0	13	2,2	12,8	0,0
JU-Transição	8,3	1,8	1084	5,2	11	4,4	43,0	7,8
JU-Lêntico	6,5	3,7	986	4,4	10	8,9	21,1	2,1

Trecho/ métrica	9		10		11		IAPR	CLASSE DE
	O	N	O	N	O	N		QUALI-DADE
PAR-Alto	9,0	3,9	30	6,6	30,0	3,9	63	Bom
PAR-Médio	12,0	5,3	32	5,0	36,0	6,8	45	Moderado
PAR-Baixo	17,6	7,7	37,5	0,3	33,3	4,1	34	Pobre
VE-Alto	0,0	0,0	33,3	3,8	37,5	8,3	32	Pobre
VE-Médio	1,1	0,5	34,6	2,8	30,8	6,4	38	Pobre
VE-Baixo	6,5	2,8	26,7	9,4	26,7	4,4	47	Moderado
TA-Alto	23,3	10,0	30	6,6	30,0	3,6	77	Bom
TA-Médio	0,8	0,4	33,33	3,8	29,6	7,8	61	Bom
TA-Baixo	11,9	5,2	38,46	0,0	30,8	10,0	55	Moderado
JU-Montante	17,6	7,7	37,5	0,3	33,3	4,1	34	Pobre
JU-Transição	7,9	3,5	25	10,0	33,3	1,7	39	Podre
JU-Lêntico	22,6	9,9	33,3	3,8	33,3	0,0	40	Pobre

Tabela 8.6 – Métricas finais que compuseram o índice de qualidade ambiental (IQA) do reservatório de Jurumirim e seus principais tributários; melhores e piores valores observados e os percentis 5° e 95° identificados para a pontuação do IAPR

	Condição		**Percentil**	
	Melhor	**Pior**	**5**	**95**
Fragmento florestal	58,5	6	8,28	38,7
Atividade agropastoril/humana	2,5	90	6,22	90
Presença de brejo adjacente	87	0	0	52,7
Tipo de substrato	10	0	0	10
Temperatura da água	22	26	22,3	25,6
Oxigênio dissolvido da água	8,3	6,5	7	8,3

Figura 8.1 – Índice de Assembleia de Peixes em Reservatórios (IAPR) e Índice de Qualidade Ambiental (IQA) para todos os trechos analisados da represa de Jurumirim e seus principais tributários. Classes de qualidade definidos segundo Hering et al. (2006)

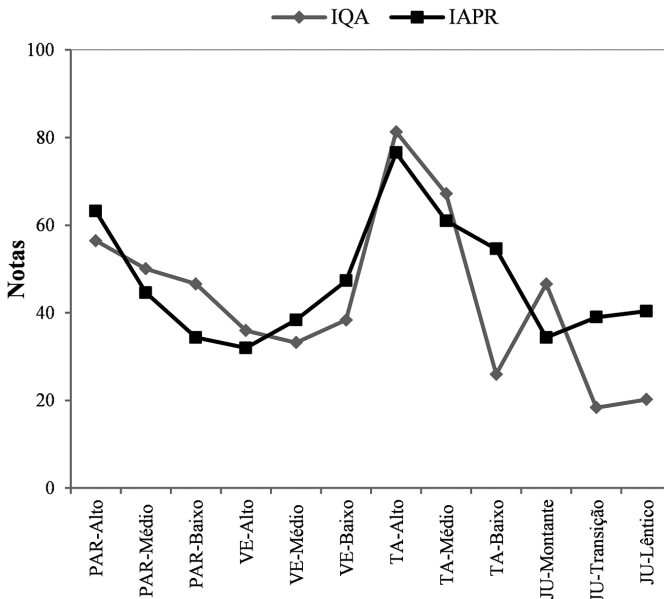
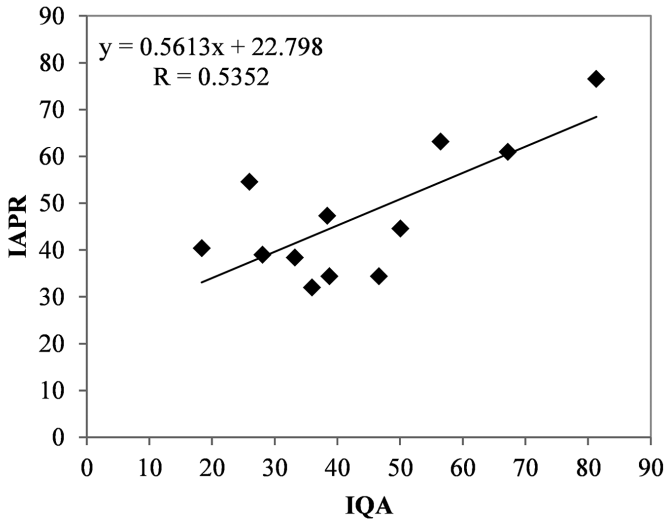



Figura 8.2 – Correlação entre os valores do Índice de Assembleia de Peixes em Reservatórios (IAPR) e os valores do Índice de Qualidade Ambiental (IQA) para cada trecho estudado da represa de Jurumirim e seus principais tributários

Percebe-se claramente que esse índice multimétrico, tal como foi adaptado para a utilização em ambientes artificiais como reservatórios, é adequado para a avaliação do impacto antropogênico nos ecossistemas aquáticos. Na represa de Jurumirim e seus principais tributários foi possível avaliar a influência de 11 métricas bióticas na determinação de classes de qualidade dos trechos. As métricas representaram diversidade, dominância, dinâmica trófica, espécies não nativas, tolerância e resiliência das espécies, indicando poder ser utilizadas em monitoramento em longo prazo da represa.

Assim como observado no presente estudo, vários autores que adaptaram a análise de integridade ambiental para rios, riachos e represas observaram que o mesmo é capaz de detectar diversos impactos sofridos pelas bacias hidrográficas. No rio Paraíba do Sul, Araújo (1998) e Araújo et al. (2003) mostraram que o índice é capaz de identificar os impactos industriais provindos das cidades de Barra Mansa e Volta Redonda, que são caracterizados por pesticidas, metais pesados e solventes orgânicos. Bowen, Freeman e Watson (1996) e Wang et al. (2010) observaram menores pontuações do índice em locais com altas influência de hidrelétricas (ambientes represados), enquanto Lenhardt et al. (2009) observaram

valores decrescentes de integridade ao longo de 45 anos de estudo em uma represa na Sérvia, devido principalmente ao envelhecimento da represa por aumento da sedimentação. Oberdorff e Porcher (1994) utilizaram o índice para avaliar os efeitos de efluentes de piscicultura em águas públicas. O índice tem sido utilizado em vários estudos para avaliar os efeitos de padrões regionais no uso do entorno, impactos da agricultura, da alteração do habitat físico e despejos de esgoto nas assembleias de peixes (Wang et al., 1997; Ganasan; Hughes, 1998; McCormick et al., 2001; Bryce; Hughes, 2002; Costa; Schulz, 2010).

Entre métricas bióticas e ambientais foram descartadas 34 métricas, em virtude da baixa correlação com a degradação ambiental ou ausência de variação nos dados. A exclusão de métricas ao longo do processo é comum nesta análise (ver Roth et al., 2000; Pont et al., 2006; Whittier et al., 2007; Pont et al., 2009).

A represa de Jurumirim apresenta baixa ocorrência de espécies introduzidas (Carvalho, 2009; Kurchevski; Carvalho, 2014) por razões desconhecidas. Porém a introdução recente de espécies não nativas como o tucunaré (*Cichla* spp.) para pesca esportiva e a instalação de empreendimentos de cultivo de peixes em tanques-rede principalmente de tilápias (*Oreochromis niloticus*) (Carvalho, 2009), que podem inserir um número muito grande de propágulos no ambiente natural, são preocupantes, e podem indicar um crescente grau de perturbação das assembleias de peixes, como demonstrado pela métrica relacionada a espécies não nativas.

A correlação positiva entre o IAPR e o IQA indica que o índice consegue avaliar de forma apropriada as condições desse ambiente. Os principais fatores ambientais avaliados foram a ocupação do entorno e a composição do fundo dos trechos, mostrando que a integridade da comunidade de peixes da represa de Jurumirim é mais sensível à alteração das características morfológicas e ambientais, ao invés das físicas e químicas, pois a maioria delas não apresentou variação significativa e foi descartada das análises. Isso demonstra a função fundamental das faixas de vegetação no entorno, funcionando como um agente tamponador de impactos sofridos na bacia hidrográfica. Resultados semelhantes foram observados por Araújo et al. (2003) e Petesse et al. (2007). A importância da integridade das margens foi detectada por Santos e Esteves (2015), que analisaram riachos sob influência de cultura canavieira.

A ocupação indevida do entorno, como atividades agropastoris, principalmente para silvicultura em escala comercial e ocupação humana nas zonas de transição e lênticas, foi preponderante no índice de qualidade ambiental. Esses fatores demonstram que a bacia hidrográfica vem sofrendo impactos no ambiente terrestre e nas zonas de ecótono água-terra, o que tem refletido na qualidade dos habitat para as comunidades de peixes. Quanto à qualidade de suas águas, o reservatório de Jurumirim é considerado oligotrófico (Henry et al., 2006a). Apesar disso, vem ocorrendo a contaminação ambiental de suas águas ao longo dos anos, com aumento nas concentrações de pesticidas orgânicos sintéticos (organofosforados e piretroides) em trecho da bacia com maiores atividades agrícolas (Nogueira; Jorcin, 2006). Contudo as métricas ambientais diretamente relacionadas com esses fatores (fósforo e nitrogênio totais) não foram eficientes em detectar diretamente os impactos causados por tais fontes poluidoras, no entanto, as mudanças nas comunidades de peixes, como aumento de espécies tolerantes, diminuição no número de espécies total e nativas podem ser indicativos de que tais interferências ambientais já estão refletindo nas comunidades de peixes.

De modo geral observa-se que o índice indicou como "pobres" em termos de integridade os trechos do corpo principal da represa, bem como alguns que recebem influência direta da mesma (ribeirão dos Veados, exceto trecho Baixo). Os trechos Paranapanema-Médio, Taquari-Baixo e Veados-Baixo, que também recebem influência direta da represa, apresentaram-se moderadamente impactados. Isso reforça que o índice foi sensível em detectar os trechos da bacia que mais sofrem ação antrópica.

Os trechos Altos dos rios Paranapanema e Taquari, bem como o Médio Taquari apresentaram-se como bons em termos de integridade. O rio Paranapanema, que compõe o corpo principal da represa, vem sofrendo maior degradação ambiental do que o rio Taquari ao longo dos 50 anos de operação dessa represa, principalmente no que diz respeito à ocupação indevida do entorno e de esforço de pesca esportiva e artesanal (Carvalho et al., 1998a,b; Marcus, 2000; Carvalho et al., 2003; Carvalho et al., 2005; Novaes, 2008). Tais fatores podem estar contribuindo para a perda de integridade do corpo da represa e dos trechos baixo e médio do rio. Os trechos altos conservam características lóticas, com a ausência de espécies introduzidas, já que não se adaptam a essas condições ambientais. Sendo assim, aqueles trechos que

conservam características como elevada heterogeneidade ambiental apresentaram maior integridade. Destaca-se ainda a presença de vastos brejos no trecho médio Taquari, com a presença de inúmeras lagoas marginais que funcionam como um berçário natural (Welcomme, 1999; Carvalho et al., 2005) para diversas espécies de peixes que buscam essas regiões como áreas de desova e recrutamento. Ou seja, as diversas espécies migratórias que ainda ocupam a represa de Jurumirim utilizam principalmente os trechos altos dos rios Paranapanema e Taquari como área de reprodução.

Conclui-se, portanto, que o índice é extremamente relevante para a avaliação da integridade ambiental em represas, sendo uma ferramenta útil no desenvolvimento de programas de monitoramento dos ecossistemas aquáticos. A represa de Jurumirim, ambiente que vem acumulando impactos ao longo de 50 anos de operação, apresenta em sua maioria trechos com integridade ambiental de pobre a moderada, porém conservando trechos a montante dos tributários com características íntegras, necessárias para a manutenção das espécies residentes. Ressalta-se ainda que a integridade foi mensurada em todos os trechos da mesma forma, independentemente de ser corpo principal da represa ou corpo de tributários, pois em maior ou menor escala todos os trechos recebem influência do corpo principal da represa.

Referências

AARTS, B. G. W.; VAN DEN BRINK, F. W. B; NIENHUIS, P. H. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, v.20, p.3-23, 2004.

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v.23, n.2, p.425-34. 2001.

ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; PERETTI, D. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembleia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.) *Biocenoses em Reservatórios*: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa Editora, 2005. p.197-209.

ACOSTA, A. A.; SOUZA, J. Q.; BRANDÃO, H.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. Helminth fauna of *Astyanax fasciatus* Cuvier, 1819, in two distinct sites of the Taquari River, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.1, p.242-50, 2015a.

ACOSTA, A. A.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. First record of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda) in a native fish species from a Brazilian river. *Neotropical Helminthology*, v.7, n.1, p.7-12, 2013a.

ACOSTA, A. A.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. Helminths of *Steindachnerina insculpta* in two distinct stretches of the Taquari River, state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v.22, n.4, p.539-47, 2013b.

ADRIANO, E. A.; ARANA, S.; CECCARELLI, P. S.; CORDEIRO, N. S. First record of *Hysterothylacium* sp. Moravec, Kohn et Fernades, 1993 larvae (Nematoda: Anisakidae) infecting the ornamental fish *Hyphessobrycon eques* Steindachner, 1882 (Characiformes, Characidae). *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.3, p.638-42, 2015b.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. Light and scanning electron microscopy of *Myxobolus porofilus* sp. n. (Myxosporea: Myxobolidae)

infecting the visceral cavity of *Prochilodus lineatus* (Pisces: Characiformes: Prochilodontidae) cultivated in Brazil. *Folia Parasitologica*, v.49, p.259-62, 2002.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. The High River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p.59-103.

AGOSTINHO A. A. et al. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, v.68, n.4, p.1119-32, 2008.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 2015.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto Paraná: Avaliação e Perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY; JORCIN, A. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata. São Carlos: Rima, 2006. p.24-55.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries*, v.14, n.1, p.11-19, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JUNIOR, H. F.; BORG HETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, v.14, p.89-107, 1992.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO-JÚNIOR, H. F.. Peixes da bacia do alto Paraná. Pp. 374-399. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Edusp, 1999. p.374-99p.

AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F.M.; MARQUES, E. E.; SOARES, A. B.; ALMEIDA, D. A. All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian river. *Hydrobiologia*, v.675, n.1, p.1-12, 2011.

ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.2, p.195-202. 2004.

AMADO, M. A. P. M.; HO, J. S.; ROCHA, C. E. F. Phylogeny and biogeography of the Ergasilidae (Copepoda, Poecilostomatoidea) with reconsideration of the taxonomic status of the Vaigamidae. *Contributions to Zoology*, v.65, n.4, p.233-43, 1995.

ANDERSON, R. C. *Nematodes Parasites of Vertebrates*: their biology and transmission. Wallingford. Oxon: CABI Publishing, 2000.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. *Atlas de Energia Elétrica do Brasil*. 2.ed. Aneel, 2005.

ANGERMEIER, P. L.; SMOGOR, R. A. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.52, n.5, p.936-49, 1995.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, v.58, n.4, p.547-58, 1998.

ARAUJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C.; PEIXOTO, M. G. Preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. *Environmental Management*, v.32, n.4, p.516-26, 2003.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. et al. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.) *Limnology in Brazil*. São Paulo: ABC/SBL, 1995. p.105-36.

AZEVEDO, R. K. ; BRANDÃO, H. ; ABDALLAH, V. D. ; SILVA, R. J. First record of an epibiont protozoan *Epistylis* sp. (Ciliophora, Peritrichia) attached to *Ergasilus chelangulatus* (Ergasilidae) in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.74, n.2, p.460-3, 2014.

BALON, E. K. Reproductive guilds of fishes: a proposal and a definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v.32, n.6, p.821-64, 1975.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. *Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers*: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2.ed. Washington: U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999, EPA 841-B-99-002.

BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tiete and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, v.19, n.1, p.59-76, 2003.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.23, n.3, p.779-88, 2006.

BARTHOLOMEW, J. L.; ATKINSON, S. D.; HALLETT, S. L.; LOWENSTINE, L. J.; GARNER, M. M.; GARDINER, C. H.; RIDEOUT, B. A.; KEEL, M. K.; BROWN, J. D. Myxozoan parasitism in waterfowl. *International Journal for Parasitology*, v.38, p.1199-207, 2008.

BASSON, L.; VAN, A. S. J. Tricochodinidae and other Ciliophorans (Phylum Ciliophora). In: WOO, P. T. K. *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.154-82.

BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K.; GOMES, L. C.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v.71, p.115-25, 2004.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v.8, p.255-83, 1977.

BAYOUMY, E. M.; OSMAN, H. A. M.; EL-BANA, L. F.; HASSANAIN, M. A. Monogenean parasites as bioindicators for heavy metals status in some Egyptian Red Sea fishes. *Global Veterinaria*, v.2, n.3, p.117-22, 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas*. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BENETTON, M. L. F. N.; MALTA, J. C. O. Morfologia dos estágios de náuplius e copepodito I de *Perulernaea gamitanae* Thatcher & Paredes, 1985 (Crustácea: Cyclopoida: Lernaeiadae), parasita do tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier 1818), (Osteichthyes: Characidae) cultivados em laboratório. *Acta Amazonica*, v.29, n.1, p.97-121, 1999.

BENNEMANN, S. T.; GALVES, W.; CAPRA, L. G. Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotropica*, v.11, n.1, p.63-71, 2011.

BENNEMANN, S. T.; SHIBATTA, O. A.; GARAVELLO, J. C. *Peixes do Rio Tibagi*: uma abordagem ecológica. Londrina: UEL, 2000.

BIANCHINI JUNIOR, I. Água como ambiente para a manutenção da fauna aquática. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO. Caderno 1 – Fundamentos. Rio de Janeiro: Comase, 1994. p.7-17.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil*: chave para identificação e descrições. São Carlos: Rima. 2005.

BOEGER, W. A.; KRITSKY, D. C. Coevolution of the Monogenoidea (Platyhelminthes) based on a revised hyphothesis of parasite phylogeny. *International Journal of Parasitology*, v.27, p.495-511, 1997.

BOEGER, W. A.; KRITSKY, D. C. Phylogenetic relationships of the Monogenoidea. In: LITTLEWOOD, D. T. J.; BRAY, R. A. (Org.) *Interrelationships of the Platyhelminthes*. London: Taylor & Francis, 2001. p.92-102.

BOUVIER, L. D.; COTTENIE, K.; DOKA, S. E. Aquatic connectivity and fish metacommunities in wetlands of the lower Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* v.66, p.933-48, 2009.

BOWEN, Z. H.; FREEMAN, M. C.; WATSON, D. L. Index of Biotic Integrity applied to a flow-regulated river system. In: 50. Annual Conference of Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies, Hot Springs, Arkansas, *Proceedings*... Hot Springs: Associations of Fish and Wildlife Agencies, 1996,p. 26-37.

BOXSHALL, G. A. A new species of *Mugilicola* Tripathi (Copépode: Poecilostomatoida) and a review of the family Therodamasidae. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, v.108, p.183-86, 1986.

BOXSHALL, G.; CHAD, W. T. Ergasilidae Burmeister. In: WALTER, T. C.; BOXSHALL, G. *World of Copepods database*, 1835. Disponível em: <http://www.marinespecies.org/copépode/aphia.php?p=taxdetails&id=128571>. Acesso em: 4 jun. 2015.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, v.529, p.133-44, 2004.

BRANDÃO, H. *A ictiofauna da represa de Salto Grande (médio Rio Paranapanema – SP/PR)*: composição, estrutura e atributos ecológicos. Botucatu, 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2007.

Brandão, H.; Lobón-Cerviá, J.; Ramos, I. P.; Souto, A. C.; Nobile, A. B.; Zica, E. O. P.; Carvalho, E. D. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.24, n.4, p.438-48, 2012.

BRANDÃO, H.; SANTANA, J. C. O.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D. Influence of cage farming on feeding and reproductive aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) in the Chavantes reservoir, Brazil-doi: 10.4025/actascibiolsci. v36i1. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.36, n.1, p.41-50, 2013a.

BRANDÃO, H.; NOBILE, A. B.; SOUTO, A. C.; RAMOS, I. P.; SOUSA, J. Q.; CARVALHO, E. D. Influence of cage fish farming on the diet and biological attributes of *Galeocharax knerii* in the chavantes reservoir, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.39, n.2, p.157-167, 2013b.

BRANDÃO, H.; TOLEDO, G. M.; WUNDERLICH, A. C.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. Occurrence of *Braga cigarra* (Cymothoidae) parasitizing *Galeocharax knerii* (Characidae) from affluents of Jurumirim reservoir, Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v.22, n.2, p.292-6, 2013.

BRANDÃO, H.; YAMADA, F. H.; TOLEDO, G. M.; ACOSTA, A. A.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. Parasitism by *Sphincterodiplostomum musculosum* (Digenea, Diplostomidae) metacercariae in the eyes of *Steindachnerina insculpta* (Characiformes, Curimatidae). *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v.23, n.2, p.144-9, 2014.

BRANDÃO, H.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D. Assessment of the ichthyofauna in stretches under the influence of Salto Grande Reservoir (Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.21, n.4, p.451-63, 2009.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A bacia hidrográfica: aspectos conceituais e caracterização geral da bacia do Rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia fluvial*: um estudo no rio Mogi-Guaçu. São Carlos: RiMa, 2003. p.1-13.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. *Manual de identificação de peixes da região de Três Marias*. Brasília: Codevasf, 1988.

BRITTO, S. G. C. *A ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (baixo rio Paranapanema, SP/PR)*: estudo comparativo dos efeitos dos represamentos ao longo da bacia hidrográfica. Botucatu, 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas,

Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2003.

BRITTO, S. G. C. Peixes do rio Paranapanema. *Horizonte Geográfico*, São Paulo, v.1, 2003.

BROWN, E. M. Note on a new species of dinoflagellate from the gills and epidermis of marine fishes. *Proceedings of the Society of Zoology of London*, v.1, p.341-6, 1931.

BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. *Invertebrados*. 2.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 2007.

BRYCE, S. A.; HUGHES, R. M. Variable assemblage responses to multiple disturbance gradients: case studies in Oregon and Appalachia, USA. In: SIMON, T. P. (Ed.) *Biological Response Signatures*: indicator patterns using aquatic communities. Boca Raton: CRC Press, 2002. p.539-60.

BUCHMANN, K.; BRESCIANI, J. Monogenea (Phylum Plathyhelminthes). In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish Diseases and Disorders*: protozoan and metazoan infections. 2.ed. Wallingford: CABI Publishing, 2006. v.1, p.294-341.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. A. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007.

BÜTSCHLI, O. Myxosporidia. In: *Bronn's Klassen und Ordnungen des Tierreichs. 1. Protozoa*. 2.ed. Leipizig: C.F. Winter, 1882. p.590-603.

CANNING, E. U.; OKAMURA, B. Biodiversity and evolution of the Myxozoa. *Advances in Parasitology*, v.56, p.43-141, 2004.

CARVALHO, E. D. *Ações antrópicas e a biodiversidade Jurumirim (Alto Rio Paranapanema)*. Botucatu, 2009. Tese (Livre-Docência) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2009.

CARVALHO, E. D.; DA SILVA, V. F. B.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R.; FORESTI, F. Diversity of fish species in River Paranapanema – Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian Journal of Zoology*, v.65, p.325-330, 1998a.

CARVALHO, E. D.; MARCUS, L. R.; FORESTI, F.; DA SILVA, V. F. B. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.17, n.1, p.45-56, 2005.

CARVALHO, E. D.; CASTRO, R. J.; SILVA, V. F. B.; VIDOTTO, A. P. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Org.) *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: RiMa, 2003. p.249-78.

CARVALHO, E. D.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. *Verhandlungen International Verein Limnology*, v.26, p.2199-202, 1998b.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP). In: HENRY,

R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio; Fapesp, 1999. p.769-800.

CARVALHO, L. N.; ZUANON, J. E.; SAZIMA, I. Natural history of Amazon fishes. In: DEL CLARO, K. et al. (Ed.) *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS),* Developed under the Auspices of the Unesco, Oxford: Eolss Publishers, 2007. Disponível em: <http://www.eolss.net>. Acesso em: 20 jul. 2015.

CASTRO, R. J. *Caracterização da ictiofauna da zona de transição entre o rio dos Veados e o Reservatório de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP):* ocorrência e distribuição das espécies. Botucatu, 1999. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho". Botucatu, 1999.

CASTRO, R. J. de; CARVALHO, E. D. Trophic ecology of the fish in the Rio dos Veados (Upper Paranapanema River, SP) during the dry and rainy seasons. *Biodiversidade*, v.13, n.2, p.2-23, 2014.

CASTRO, R. J. de; FORESTI, F.; CARVALHO, E. D. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences,* v.25, n.1, p.63-70, 2003.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.47, n.4, p.493-500, 1987.

CATALANO, M. J.; BOZEK, M. A.; PELLETT, T. D. Effects of dam removal on fish assemblage structure and spatial distributions in the Baraboo River, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, v.27, n.2, p.519-30, 2007.

CAVALIER-SMITH, T. Protist Phylogeny and the high-level classification of Protozoa. *European Journal of Protistology*, v.39, p.338-48, 2003.

CB-AP. Situação de recursos hídricos das bacias hidrográficas no Estado de São Paulo. Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. *URGH-14.* Ano Base: 2009*,* 2010. Disponível em: <www.sigrh.so.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH- ALPA/1481/relatorio%20de%20situação%20alpa%202010.pdf>. Acesso em: 13 out. 2010.

CHAPPELL, L. H. The biology of diplostomatid eyeflukes of fishes. *Journal of Helminthology,* v.69, n.2, p.97-101, 1995.

CHENG, T. C. *General Parasitology*. 2.ed. Orlando, Florida: Academic Press, Inc., 1986.

CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J.; PETCHEY O. L. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v.90, n.1, p.81-89, 2009.

COSTA, P. F.; SCHULZ, U. H. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology,* v.70, n.4, suppl., p.1195-1205, 2010.

CRESSEY, R. *Therodamas dawsoni*, a new species of parasitic copepod (Cyclopoida: Ergasilidae) from the West Coast of Panama. *Proceedings of the Biological Society of Washington,* v.85, p.265-70, 1972.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. do C. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical Rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. *Environmental Management*, v.48, p.945-56, 2011.

DAJOZ, R. *Ecologia geral*. Petrópolis: Vozes. 1978. 360p.

DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. (Ed.) *Biological assessment and criteria*: tools for water resource planning and decision making. Boca Raton: Lewis Press, 1995.

DEEGAN, L. A. et al. Development and validation of an estuarine biotic integrity Index. *Estuaries*, v.20, n.3, p.601-17, 1997.

DEMBKOWSKI, D. J.; MIRANDA, L. E. Hierarchy in factors affecting biodiversity in floodplain lakes of the Mississipi Alluvial Valley. *Environmental Biology of Fish*, v.93, p.357-68, 2014.

DIAS, A. C. M. I.; BRANCO, C. W. C.; LOPES, V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.27, n.4, p.355-64, 2005.

DIAS, M. L.; MINTE-VERA, C. V.; EIRAS, J. C.; MACHADO, M. H.; SOUZA, G. T. R.; PAVANELLI, G. C. Ecology of *Clinostomum complanatum* Rudolphi, 1824 (Trematoda, Clinostomidae) infecting fish from the floodplain of the Paraná River, Brazil. *Parasitology Research*, v.99, p.675-81, 2006.

DICKERSON, H. W. *Ichthyophthirius multifilis* and *Cryptocaryon irritans* (Phylum Ciliophora). In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.117-53.

DRAKE, M. T.; PEREIRA, D. L. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in Central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, v.22, p.1105-23, 2002.

DUKE ENERGY. *Peixes do rio Paranapanema*. São Paulo: Horizonte Geográfico, 2008. 120p.

EDDS, D. R. Fish assemblage structure and environmental correlates in Nepal's Gandaki River. *Copeia*, n.1, p.48-60, 1993.

EIRAS, J. C. *Elementos de Ictioparasitologia*. Porto: Fundação Eng. Antônio de Almeida, 1994.

EIRAS, J. C. Amoebozoa. In: PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (Org.) *Parasitologia de Peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Eduem, 2013a. p.195-8.

EIRAS, J. C. Apicomplexa In: PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (Org.) *Parasitologia de Peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Eduem, 2013b. p.217-28.

EIRAS, J. C. Ciliophora. In: PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (Org.) *Parasitologia de Peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Eduem, 2013c. p.234-44.

EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. *Diversidade dos parasitas de peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Clichetec, 2010.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. *Phytophilous cladocerans* (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paraná River Valley, Goiás, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, p.344-52. 2007.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVES, K. E.; ALEXANDRE, C. V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, v.96, n.3, p.296-317, 2011.

ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES NETO, P. R. (Ed.) *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, 1999. v.6, p.157-182.

ESTEVES, K. E.; LOBO, A. V. P.; FARIA, M. D. R. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, v.598, p.373-87, 2008.

FEIST, S.; LONGSHA, W. M. Phylum Myxozoa. In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.230-96.

FERNANDO, C. H.; HOLČIK, J. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potential and yields of lakes and reservoirs: a short summary of the concept and its application. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, v.22, p.2498-501, 1985.

FERNANDO, C.H.; HOLCIK, J. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v.76, n.2, p.149-67, 1991.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v.6, n.3, p.1-25, 2006.

FORTES, E.; HOFFMANN, R. P.; SCARIOT, J. *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus, 1758) (Crustacea, Copepoda) parasitando peixes de água doce da Grande Porto Alegre, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Medicina Veterinária*, v.20, p.64-5, 1998.

FREEMAN, M. A.; SHINN, A. P. Myxosporean hyperparasites of gill monogeneans are basal to the Multivalvulida. *Parasites and Vectors*, v.4, p.220, 2011.

FREEMAN, M. C.; BOWEN, Z. H.; BOVEE, K. D.; IRWIN, E. R. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications*, v.11, n.1, p.179-90, 2001.

FRIEDRICH C.; INGOLIC, E.; FREITAG, B.; KASTBERGER, G.; HOHMANN, V.; SKOFITSCH, G.; NEUMEISTER, U.; KEPKA, O. A myxozoan-like parasite causing xenomas in the brain of the mole, *Talpa europea* L., 1758 (Vertebrata, Mammalia). *Parasitology*, v.121, p.483-92, 2000.

FROESE, R.; PAULY, D. (Ed.) *FishBase*. Version (04/2015). (World Wide Web electronic publication). Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em: 20 jul. 2015.

FROESE, R.; PAULY, D. FISHBASE: world wide web electronic publication. 2011. Disponível em: <http://www.fishbase.org> . Acesso em: 4 ago. 2015.

FUGI, R.; LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; AGOSTINHO, A. A. Trophic interactions between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a neotropical impoundede river. *Hydrobiologia*, v.607, p.143-50, 2008.

GABRIELLI, M. A.; ORSI, M. L. Dispersão de *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.17, n.2, p.395-9, 2000.

GANASAN, V.; HUGHES, R. M. Application of an index of biological integrity to fish assemblages of the river Khan and Ksipre, India. *Freshwater Biology*,v.40, p.367-83, 1998.

GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia* Série Zoologia, v.102, n.1, p.56-61. 2012.

GATZ JÚNIOR, A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, v.21, n.91, p.124, 1979.

GERKING, S. D. *Feeding ecology of fishes*. San Diego: Academic Press, 1994.

GERRITSEN, J; CARLSON, R. E.; DYCUS, D. L.; FAULKNER, C.; GIBSON, G. R.; HARCUM, J.; MARKOWITZ, S. A. *Lake and reservoir bioassessment and biocriteria*. Technical guidance document. Washington: Environmental Protection Agency, 1998. Disponível em: <www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>. Acesso em: 14 ago. 2015.

GIBSON, D. I.; JONES, A.; BRAY, R. A. *Keys to the Trematoda*. London: CAB Publishing and The Natural History Museum, 2002. v.1.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. *Method for chemical analysis of freshwater*. 2.ed. Oxford: Blackwell, 1978.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Eduem, 2007. 241p.

GRANADO, D. C.; ROMERO, L. R. Lazer e turismo na represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.) *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014. p.367-76.

GREIG-SMITH, P. *Quantitative plant ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1983.

HAHN, N. S.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L.; RUSSO, M. R.; LOUREIRO--CRIPPA, V. E. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. *Reservatório de Segredo*: bases ecológicas para o manejo. Maringá: Eduem, 1997a. p.162.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEIN, R. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Hechel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain (PR, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.9, p.11-22, 1997b.

HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? *Interciência*, v.28, n.2, p.100-4. 2003.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, v.11, n.4, p.469-80, 2007.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Environmental changes, habitat modification and feeding ecology of fishes. In: KAPOOR, B. G. *Feeding and Digestive Functions in Fishes*. Enfield: Science Publishers, 2008. p.35-65.

HARA, H.; MIYAUCHI, Y.; TAHARA, S.; YAMASHITA, H. Human laryngitis caused by *Clinostomum complanatum*. *Nagoya Journal of Medical Science,* v.76, p.181-5, 2014.

HARTIGAN, A.; FIALA, I.; DYKOVÁ, I.; JIRKŮ, M.; OKIMOTO, B.; ROSE, K.; PHALEN, D. N.; ŠLAPETA, J. A suspected parasite spill-back of two novel *Myxidium* spp. (Myxosporea) causing disease in Australian endemic frogs found in two invasive cane toad. *Plos One*, v.6, n.4, p.1-12, 2011.

HENRY, R. *Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica*. Botucatu, 1990, 242p. Tese (Livre-Docência) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Botucatu, 1990.

HENRY, R. O ambiente, corpo principal e lagoas marginais. In: HENRY, R. (Org.) *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014a. p.21-36.

HENRY, R. Síntese e conclusões. In: HENRY, R. (Org.) *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014b. p.377-92.

HENRY, R. The connectivity of Paranapanema River with two lateral lakes in the mouth zone into Jurumirim reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.17, n.1, p.57-69, 2005.

HENRY, R.; PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; SUIBERTO, M. R.; AFONSO, A. A. O. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata. 2.ed. São Carlos: Editora RiMa, 2006a. p.57-82.

HENRY, R.; GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do Alto Paranapanema (São Paulo) – Sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.65, n.4, p.439-51, 1993.

HENRY, R.; PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; GRANADO, D.; MORTARI, R.; ABRA, J. Plankton richness and abundance in several different hydrological situations in lakes lateral to a river: a case study in the mouth zone of a tributary into a tropical reservoir. *Oecologia Australis*, v.15, n.3, p.537-58, 2011.

HENRY, R.; SANTOS, A. A. N.; CAMARGO, R. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos Rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação na Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio/Fapesp, 1999. p.687-710.

HENRY, R.; SUIBERTO, M. R. Distribuição do ictioplâncton na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.) *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014. p.307-23.

HERING, D.; FELD, C. K.; MOOG, O.; OFENBÖCK, T. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, v.566, p.311-42, 2006.

HEWITT, G. C. A new species of *Paeonodes* (Therodamasidae, Cyclopoida, Copepoda) parasitic on New Zealand freshwater fish, with a re-examination of *Paeonodes exiguus* Wilson. *Zoology Publications from Victoria University of Wellington*, v.50, p.32-9, 1969.

HICKMAN JUNIOR, C. P.; ROBERTS, L. S.; LARSON, A. *Princípios Integrados de Zoologia*. 11. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2004.

HOFFMAN, G. *Parasites of North American Fishes*. New York: Comstock Publishing Associates, Ithaca, 1999.

HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; KINCAID, T. M.; REYNOLDS, L.; LARSEN. D. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.55, p.1618-31, 1998.

HUGHES, R. M.; OBERDORFF, T. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: SIMON, T. P. (Ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC Press, 1998. p.79-93.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, v.17, p.411-29. 1980.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (2011) World Register of Dams. 2013. Disponível em: <http://www.icold-cigb.org>. Acesso em: 8 ago. 2015.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3, p.442-62, 2008.

JENNINGS, M. J.; FORE, L. S.; KARR, J. R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated Rivers: Research and Management*, v.11, p.263-74, 1995.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v.68, p.1013-24, 2008.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and

classification for research, sustainable management and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* v.24, n.1, p.5-22, 2014.

JURINE, L. L. Histoire des poissons du Lac Léman. *Mémoires de la Société de Physique et d'Histoire Naturelle de Genève,* v.3, p.133-235, 1825.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v.6, n.6, p.21-7, 1981.

KARR, J. R; FAUSCHK. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R.; SCHLOSSER, I. J. *Assessing biological integrity in running waters*: a method and its rationale. Champaign: Illinois Natural History Survey, 1986. (Special Publications, n.5).

KARR J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management*, v.5, p.55-68, 1981.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Sustaining living Rivers. *Hydrobiologia*, v.1, n.14, p.422-3, 2000.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.29, n.2, p.205-7, 1980.

KENT, M. L.; ANDREE, K. B.; BARTHOLOMEW, J. L.; EL-MATBOULI, M.; DESSER, S. S.; DEVLIN, R. H.; FEIST, S. W.; HEDRICK, R. P.; HOFFMANN, R. W.; KHATTRA, J.; HALLETT, S. L.; LESTER, R. J.; LONGSHAW, M.; PALENZEULA, O.; SIDDALL, M. E.; XIAO, C. Recent advances in our knowledge of the Myxozoa. *Journal Eukariotic Microbiology*, v.48, p.395-413, 2001.

KIMMEL, B. L. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.) *Reservoir limnology*: ecological perspectives. New York: J. Wiley & Sons. 1990. p.133-94.

KNÖPPEL, H. A. Food of Central Amazonian fishes. Contribution on the nutrient ecology of Amazonian rain-forest streams. *Amazoniana*, v.2, n.3, p.257-353, 1970.

KREBS, C. *Ecological methodology*. New York: Harper Collins Publishers, 1989.

KRUSKAL, J. B. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, v.29, p.1-27, 1964a.

KRUSKAL, J. B. Non-metric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, v.29, p.28-42, 1964b.

KURCHEVSKI, G. *As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema, SP)*: *status* atual e mudanças históricas. Botucatu, 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2012.

KURCHEVSKI, G.; CARVALHO, E. D. Os peixes da represa de Jurumirim: revisão temporal de estudos independentes. In: HENRY, R. (Org.) *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014. p.325-42.

LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S., CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, v.7, n.3, p.181-97, 2007.

LAUNOIS, L.; VESLOT, J.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, v.11, p.1572-83, 2011.

LEAL, A. C.; GOULART, A. L.; CAVICCHIOLI, T. F.; CRIADO, R. C. Gerenciamento de recursos hídricos na vertente paulista da Bacia do Rio Paranapanema: saneamento básico e atuação dos Comitês de Bacias Hidrográficas. In: XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS, Santiago, Chile. *Anais*..., Santiago, 2008, p.1-8.

LENHARDT, M.; MARKOVIC, G.; GACIC, Z. Decline in the Index of Biotic Integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. *Water Resources Management*, v.23, p.1713-23, 2009.

LIMA, F. P. *Estrutura trófica das assembleias de peixes da represa de Jurumirim, alto rio Paranapanema – SP, Brasil*. Botucatu, 2012. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2012.

LIMA F. S.; CASALI, G. P.; TAKEMOTO, R. M. Crustacea. In: PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (Org.) *Parasitologia de peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Eduem, 2013. p.371-97.

LITTLEWOOD, D. T. J.; ROHDE, K.; CLOUGH, K. A. The interrelationships of all major groups of Platyhelminthes: phylogenetic evidence from morphology and molecules. *Biological Journal of the Linnean Society*, v.66, p.75-114, 1999.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. *Invasion ecology*. Oxford: Blackwell, 2007, 304p.

LOM, J.; DIKOVÁ, I. Myxozoan genera; definition and notes on taxonomy, life-cycle terminology and pathogenic species. *Folia Parasitologica*, v.53, p.1-36, 2006.

LOM, J.; YOKOHAMA, H.; DIKOVÁ, I. Comparative ultrastructure of *Aurantiactinomyxon* and *Raabeia*, actinosporean stages of myxozoan life cycles. *Archiv Protistenkunde*, v.148, p.173-89, 1997.

LOPRETTO, E. C.; TELL, G. *Ecosistemas de aguas continentales*: metodologias para su estudio. La Plata: Ediciones Sur, 1995. t;III, p.897-1397.

LOWE-MCCONNELL, R. H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 535p.

LUCIANO, S. de C. *As macrófitas aquáticas Eichhornia azurea (Kunth) e Brachiaria arrecta (Stent) como armazenadoras de nitrogênio e fósforo na região inundável do rio Taquari (zona de desembocadura na represa de Jurumirim – São Paulo)*. São Carlos, 1996. 155p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1996.

LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S.; JÚLIO JR., H. F.; LATINI, J. D.; DOMINGUES, V. M. As assembleias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L. (Org.) *Biocenoses em reservatórios*: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap.14, p.169-84.

LUKES, J. et al. Kinetoplast DNA network: evolution of an improbable structure. *Eukaryotic Cell*, v.1, p.495-502, 2002.

MADI, R. R.; UETA, M. T. O papel de Ancyrocephalinae (Monogenea: Dactylogyridae), parasito de *Geophagus brasiliensis* (Pisces: Cichlidae), como indicador ambiental. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v.18, n.2, p.38-41, 2009.

MAGALHÃES, M. F.; RAMALHO, C. E.; COLLARES-PEREIRA, M. J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, v.15, n.1, p.273-89, 2008.

MARÇAL-SHIMABUKU, M. A.; PERET, A. C. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. *Interciência*, v.27, n.6, p.299-306, 2002.

MARCHIORI, N. C.; MARTINS, M. L. Flagellata. In: PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (Org.) *Parasitologia de Peixes de água doce do Brasil*. Maringá: Eduem, 2013. p.201-12.

MARCIANO, F. T.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L. de B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.16, n.3, p.225-37, 2004.

MARCOTEGUI, P. S. *Estudios taxonómicos y ecológicos de Monogenea y otros parásitos branquiales en peces de un ambiente estuarial*. Buenos Aires, 2011. Tese (Doutorado) – Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (Cepave), Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Buenos Aires, 2011.

MARCUS, L. R. *A ictiofauna de uma lagoa marginal na região de transição Rio Paranapanema/Represa de Jurumirim, SP*. Botucatu, 2000. 86f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2000.

MARTINS, M. L.; FUJIMOTO, R. Y.; NASCIMENTO, A. A.; MORAES, F. R. Ocorrência de *Diplostomum* sp. Nordmann, 1832 (Digenea: Diplostomatidae) em *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840, proveniente do reservatório de Volta Grande, MG, Brasil. *Acta Scientarium Biological Science,* v.21, n.2, p.263-6, 1999.

MATTHEWS, W. J. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Springer Science & Business Media, 1998.

McCORMICK, F. H.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; PECK, D. V.; STODDARD, J. L.; HERLIHY, A. T. Development of an index of biotic integrity for the mid-Atlantic highlands region. *Transactions of the American Fisheries Society,* v.130, p.857-77, 2001.

McDONOUGH, T. A.; HICKMAN, G. D. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: SIMON, T. P. (Ed.) *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC, 1999. p.523-40.

MEADERS, M. D.; HENDRICKSON, G. L. Chronological development of *Ceratomyxa shasta* in the polychaete host *Manayunkia speciosa*. *Journal of Parasitology*, v.95, n.6, p.1397-407, 2009.

MIRANDE, J. M. Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. *Neotropical Ichthyology*, v.8, n.3, p.385-568, 2010.

MOL, J. H.; MÉRONA, B.; OUBOTER, P. E.; SAHDEW, S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*, v.5, n.3, p.351-368, 2007.

MOLNÁR, K. Phylum Apicomplexa. In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.183-204.

MORAVEC, F. *Nematodes of freshwater fishes of the neotropical region*. Praha: Academia Praha, 1998.

MORRIS, D. J. Cell formation by myxozoan species is not explained by dogma. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, v.277, p.2565-70, 2010.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. *Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010.

MÜLLER, J. Über Psorospermien. *Archiv für Anatomie, Physiologie und wissenschaftliche Medicin*, v.5, p.477-96, 1841.

MURTAGH, F.; LEGENDRE, P. Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion? *Journal of Classification*, v.31, 2014. (Forthcoming).

NACHEV, M. *Bioindication capacity of fish parasites for the assessment of water quality in the Danube River*. 2010. Inaugural – Dissertation. Universität Duisburg- Essen, 2010.

NAIK, P. K.; JAY, D. A. Human and climate impacts on Columbia River hydrology and salmonids. *River Research and Applications*, v.27, n.10, p.1270-6, 2011.

NARCISO, R. B.; BRANDÃO, H.; YAMADA, F. H.; BENINE, R.; SILVA, R. J. A new species of *Trinibaculum* (Monogenea: Dactylogyridae) parasite from the gills of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (Characiformes: Characidae) in a Neotropical river, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Helminthology*, v.8, n.1, p.85-95, 2014.

NEIFF, J. J. El regimen de pulsos em rios y grandes humedales de Sudamerica. In: MALVAREZ, A. I. (Ed.) *Topicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamerica.* Montevideo: Unesco, MAB, 1997. p.97-146.

NEIFF, J. J.; POI de NEIFF, A. S. G. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.) *Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p.39-58.

NELSON, J. S. *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons, 2006.

NEVES, D. P. *Parasitologia humana*. 12.ed. São Paulo: Atheneu, 2011.

NIEWIADOMSKA, K. The genus *Diplostomum* – taxonomy, morphology and biology. *Acta Parasitologica,* v.41, n.2, p.55-66, 1996.

NIGRELLI, R. F.; POKORNY, K. S.; RUGGIERI, G. D. Notes on *Ichthyophthirius multifiliis*, a ciliate parasitic on freshwater fishes, with some remarks on possible

physiological races and species. *Transactions of the American Microscopical Society*, v.95, p.607-13, 1976.

NILSSON, C.; REIDDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, v.308, p.405-8, 2005.

NOBILE, A. B. *A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR)*: atributos ecológicos. Botucatu, 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2010.

NOBLE, E. R.; NOBLE, G. A.; SCHAD, G. A.; MACINNES, A. J. *Parasitology*: the Biology of Animals Parasites. Philadelphia, London: Lea & Febiger, 1982.

NOGA, E. J.; LEVY, M. G. Phylum Dinoflagellata. In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Canada: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.16-45.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A. Contaminação dos sedimentos na bacia do rio Paranapanema (Sudeste, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Ed.) *Eutrofização na América do Sul*: causas, consequências e tecnologia de gerenciamento e controle. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2006. p.103-17.

NOVAES, J. L. C. *Recursos pesqueiros e biologia populacional das espécies representativas de peixes da pesca comercial nas represas de Barra Bonita e Jurumirim (rios Tietê e Paranapanema – SP)*. Botucatu, 2008. 232f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2008.

OBERDORFF, T.; PORCHER, J. P. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, v.119, p.219-35, 1994.

ODA, F. H.; GRAÇA, R. J.; TENCATT, L. F. C; TAVARES, L. E. R.; FROEHLICH, O.; TAKEMOTO, R. M. The poorly known *Riggia acuticaudata* (Crustacea: Isopoda) parasitizing *Ancistrus* sp. (Siluriformes: Loricariidae) from the Paraguay river basin, Brazil, with comments on its reproductive biology. *Comparative Parasitology*, v.82, n.1, p.25-8, 2015.

OKAMURA, B. Occurrence, prevalence, and effects of the myxozoan *Tetracapsula bryozoides* parasitic in the freshwater bryozoan *Cristatella mucedo* (Bryozoa: Phylactolaemata). *Folia Parasitologica*, v.43, p.262-6, 1996.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.3, p.447-58, 2004.

OLIVEIRA, R. B.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3, p.487-505, 2008.

OLSON P. D.; LITTLEWOOD, D. T. J. Phylogenetics of the Monogenea – evidence from a medley of molecules. *International Journal for Parasitology*, v.32, p.233-44, 2002.

ONDRAČKOVÁ, M.; BARTOSOVÁ, S.; VALOVÁ, Z.; JURAJDA, P.; GELNAR, M. Occurrence of black-spot disease metacercariae of *Posthodiplostomum cuticula* among juvenile fishes in water bodies in the Morava River basin. *Acta Parasitologica*, v.49, n.3, p.222-7, 2004.

ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*, v.84, n.6, p.1964-70, 2014.

OVERSTREET, R. M. *Fabespora vermicola* sp. n., the first Myxosporidan from a Platyhelminth. *Journal of Parasitology*, v.62, p.680-4, 1976.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. D. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: ROGRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. *Biocenoses em reservatórios*: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. p.17-37.

PANARELLI, E.; CASANOVA, S. M. C.; NOGUEIRA, M. G.; MITSUKA, P. M.; HENRY, R. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no Rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: HENRY, R. (Org.) *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.* São Carlos: RiMa, 2003. p.129-60.

PASCHOALINI, A. L.; PERINI, V.R.; RIBEIRO, D.M.; FORMAGIO, P.S.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Reproduction of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes: Pimelodidae) in three section of Grande River basin, downstream Porto Colombia dam, south-eastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.11, n.3, p.615-23, 2013.

PAVANELLI, G. C.; EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M. *Doenças de peixe*: profilaxia, diagnóstico e tratamento. 3.ed. Maringá: Eduem, 2008.

PELICICE F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, v.15, p.10-19, 2006.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, v.11, n.1, p.1789-801, 2009.

PEREIRA, C. C. G. F.; SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Alimentação de *Plagioscion squamosissimus* no Médio e Baixo rio Tietê, São Paulo, Brasil. In: ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI. J. R.; RIETZLER, A. C. (Org.) *Espécies invasoras em águas doces*. São Paulo: Universidade Federal de São Carlos, 2005. p.26-44.

PETESSE, M. L. *Caracterização da ictiofauna da represa de Barra Bonita (SP) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB)*. Rio Claro, 2006. 270f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Rio Claro, 2006.

PETESSE, M. L.; PETRERE JUNIOR, M.; SPIGOLON, R. J. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Application*, v.23, p.595-612, 2007.

PETTS, G. E.; AMOROS, C. *Fluvial hydrosystems*. London: Chapman & Hall., 1996.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.50, n.3, p.489-502, 2007.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, v.556, p.69-83, 2006.

PLATANIA, S. P. Fishes of the Rio Chama and upper Rio Grande, New Mexico, with preliminary comments on their longitudinal distribution. *The Southwestern Naturalist*, v.36, n.2, p.186-93, 1991.

POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V. Ecologia de *Echinochloa polystachya* na represa de Jurumirim: zona de desembocadura do rio Paranapanema – SP, Brasil. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p.737-67.

PONT D.; HUGUENY B.; BEIER U.; GOFFAUX D.; MELCHER A.; NOBLE R.; ROGERS C.; ROSET N.; SCHMUTZ S. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, v.43, p.70-80, 2006.

PONT D.; HUGHES, R. M.; WHITTIER, T. R.; SCHMUTZ S. A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western U.S. Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.138, p.292-305, 2009.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. *A vida dos vertebrados*. São Paulo: Atheneu, 2008.

PRUNESCU, C. C.; PRUNESCU, P.; PUCEK, Z.; LOM, J. The first finding of myxosporean development from plasmodia to spores in terrestrial mammals: *Soricimyxum fegati* gen. et sp. n. (Myxozoa) from *Sorex araneus* (Soricomorpha). *Folia Parasitologica*, v.54, n.3, p.159-64, 2007.

QUEIROZ, L. J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W. M.; PIRES, T. H. S.; ZUANON, J.; DORIA, C. R. C. *Peixes do rio Madeira*. São Paulo: Santo Antônio Energia, 2013.

SOUSA, J. Q. ; BRANDÃO, H. ; BRITTO, S. G. C. ; NÓBILE, A. B. ; SILVA, R. J. Composition and diversity of the fish assemblages under influence of a gradient river/dam of Taquari River, São Paulo, Brazil. *WIT Transactions on The Built Environment*, v.168, p.357-68, 2015.

RAHEL, F. J.; HUBERT, W. A. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain–Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.120, n.3, p.319-32, 1991.

RAIBAUT, A.; TRILLES, J. P. The sexuality of parasitic crustaceans. *Advances in Parasitology*, v.42, p.307-444, 1993.

RAMOS, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. CYRINO, J. E. P.; FURUYA, W. M.; RIBEIRO, R. P.; SCORVO FILHO, J. D. *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2008, p.87-98.

RAMOS, I. P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; REZENDE-AYROZA, D. M. M.; CARVALHO, E. D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, v.414, p.56-62, 2013.

REINECKE, R. K. *Veterinary Helminthology*. África do Sul: Butterworth Publishers, 1983.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JUNIOR, C. J. (Org.) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 742p.

RENSEL, J. E.; WHYTE, J. N. C. Finfish mariculture and harmful algal blooms. In: HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. (Org.) *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Paris: Unesco Publishing, 2003. p.693-722.

RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.104, p.404-12, 2014.

ROBERTS, L.; JANOVY JUNIOR, J.; NADLER, S. *Foundations of parasitology*. 9.ed. New York: McGraw-Hill Higher Education, 2013.

ROBERTSON, D. A. A review of *Ichthyobodo necator* (Henneguy, 1883): an important and damaging fish parasite. In: MUIR, J. F.; ROBERTS, R. J. (Org.) *Recent Advances in Aquaculture*. London: Croom Helm, 1985. p.1-30.

ROTH, N. E.; SOUTHERLAND, M. T.; CHAILLOU, J. C.; KAZYAK, P. F.; STRANKO, S. A. *Refinement and validation of a fish index of biotic integrity for Maryland streams*. Annapolis: Maryland Department of Natural Resources, 2000. 68p.

RUPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. *Zoologia dos invertebrados*: uma abordagem funcional-evolutiva. 7.ed. São Paulo: Roca, 2005.

SANTANA, A. R. A.; WERTH, M.; BENEDITO-CECILIO, E. Use of food resources by detritivorous fish in floodplains: a synthesis. *Acta Biologica Colombiana*, v.20, n.1, p.5-14, 2015.

SANTOS, F. B.; ESTEVES, K. E. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. *Environmental Management*, v.56, n.2, p.532-48, 2015.

SCHALCH, S. H. C.; MORAES, F. R.; SOARES, V. E. Praziquantel, levamisole and diflubenzuron in the control of *Dolops carvalhoi* (Crustacea: Branchiura) and *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenea: Dactylogyridae) in *Piaractus mesopotamicus*

Holmberg, 1887 (Osteichthyes: Characidae). *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, v.18, n.1, p.53-9, 2009.

SCHLOSSER, I. J. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, v.41, p.704-12, 1991.

SCHMIDT, G. D. *How to know the tapeworms*. Dubuque: Wm. C. Brown Company Publishers, 1970.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological com munities. *Science*, v,185, p.27-39, 1974.

SHIMURA, S. Seasonal occurrence, sex ratio and site preference of *Argulus coregoni* Thorell (Crustacea: Branchiura) parasitic on cultured freshwater salmonids in Japan. *Parasitology*, v.86, n.3, p.537-52, 1983.

SIAU, Y.; GASC, C.; MAILLARD, C. Premiéres observations ultrastructurales d'une myxosporidie appartenant au genre *Fabespora*, parasite de trématode. *Protistologica*, v.17, p.131-7, 1981.

SIDDAL, M. E. et al. The demise of a phylum of protists: Phylogeny of Myxozoa and other parasitic cnidaria. *Journal of Parasitology*, v.81, p.961-7, 1995.

SIDDALL, R.; KOSKIVAARA, M.; VALTONEN, E. T. *Dactylogyrus* (Monogenea) infections on the gills of roach (*Rutilus rutilus* L.) experimentally exposed to pulp and paper mill effluent. *Parasitology*, v.114, p.439-46, 1997.

SIGRH, Sistema de gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, 2012: Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH- ALPA/1121/CARACTERIZACAO_GERAL_DA_UGRHI_14.html>.

SILVA, C. V.; HENRY, R. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v.73, n.1, p.149-62, 2013.

SIMON, T. P.; LYONS, J. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton: CRC Press., 1995. cap.16, p.243-60.

SIMS, G. P.; ROGERSON, A.; AITKEN, R. Primary and secondary structure of the small-subunit RNA of the naked, marine amoeba *Vanella anglica*: phylogenetic implications. *Journal of Molecular Evolution*, v.48, p.740-9, 1999.

SIGRH, Sistema de gerenciamento de Recursos Hidricos do Estado de Sao Paulo. CB--ALPA. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema – UGRHI 14. Ano Base 2009, 2010. Disponível em: <http://www.sigrh.so.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-ALPA/1481/relatorio%20de%%20situacao%20alpa%202010.pdf>. Acesso em: 13 out. 2010.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIANEMTO DE RESURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. CBH-ALPA. Relatório de Situação dos

Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema – UGRHI 14. Ano Base 2012, 2013. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7458/rs-alpa-2013--vr-final-19-12-2013.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2015.

SITJÁ-BOBADILLA, A. Fish immune response to myxozoan parasites. *Parasite*, v.15, p.420-5, 2008.

SMITH, W. S. *Os peixes do Rio Sorocaba*: a história de uma bacia hidrográfica. Sorocaba: TCM – Comunicação, 2003.

SMOTHERS, J. F.; VON DOHLEN, C. D.; SMITH, LH J. R.; SPALL, R. D. Molecular evidence that the myxozoan protists are metazoans. *Science*, v.265, p.1719-21, 1994.

SMYTH, J. D. *Introduction to animal parasitology*. 3.ed. Australia: Cambridge University Press, 1994.

SOUSA, J. Q. de. *Caracterização das assembleias de peixes do rio Taquari, tributário da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP)*: diversidade e atributos ecológicos. Botucatu, 2013, 91p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2013.

SOUTO, A. C. *Partilha de recursos alimentares nas assembleias de peixes do reservatório de Salto Grande (Médio rio Paranapanema SP/PR, Brasil)*. Botucatu, 2011. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2011.

SOUTO, A. C. *Composição dos organismos aquáticos e relações tróficas das assembléias de peixes: regime lótico versus lêntico em sistemas hidrológicos neotropicais*. Botucatu, 2015, 91p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2015.

STATSOFT. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com. Tulsa: Statsoft, Inc. 2007.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: CHOW, V. T. (Ed.) *Handbook of Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1964. p.4-39/4-76.

STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Ed.) *Theoretical reservoir ecology and its applications.* International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p.385-410.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*: gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE. 2000. v.9. (Série Gerenciamento da qualidade da água de represas)

SUGUIO, K. *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: Edusp, 1973.

SURES, B. The use of parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology,* v.35, p.245-55, 2001.

SURES, B. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. *Parasitology,* v.126, p.53-60, 2003.

SURES, B. Fish acanthocephalans of genus *Pomphorhynchus* sp. as globally applicable bioindicators for metal pollution in the aquatic environment? *Wiener Klinische Wochenschrift*, v.116, p.19-23, 2004.

SUTILI, F. J.; GRESSLER, L. T.; PELEGRINI, L. F. V. *Clinostomum complanatum* (Trematode, Digenea): A parasite of birds and fishes with zoonotic potential in southern Brazil. A Review. *Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal,* v.8, p.99-114, 2014.

SUZUKI, F. M.; ZAMBALDI, L. P.; POMPEU, P. Mapping the critical habitats for migratory species of the upper Grande river region, minas gerais state, Brazil. *Applied Ecology and Environmental Research*, v.11, n.4, p.645-59, 2013.

SUZUKI, H. I.; PELICICE, F. M.; LUIZ, E. A.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Reproductive strategies of the fish community of the upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Org.) *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. Maringá: Eduem, 2004. p.125-30.

SUZUKI, H. I.; BULLA, C. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Estratégias reprodutiva de assembleias de peixes em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.) *Biocenoses em Reservatórios*: Padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, 2005. p.223-36.

TARASCHEWSKI, H. Acanthocephala. In: EIRAS, J. C. et al. (Org.) *Fish disease*. Enfield: Science Publisher, 2008. v.II, p.1023-62.

TAVARES-DIAS, M.; NEVES, L. R.; SANTOS, E. F.; DIAS, M. K. R.; MARINHO, R. G. B.; ONO, E. A. *Perulernaea gamitanae* (Copépode: Lernaeidae) parasitizing tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Characidae) and the hybrids tambacu and tambatinga, cultured in northern Brazil. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v.63, n.4, p.988-95, 2011.

TEIXEIRA, J. G.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in mangrove environments. II. The standing stock and some ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.24, p.23-41, 1965.

TERRA, B. F. *Variação da ictiofauna ao longo de um trecho longitudinal do sistema rio Paraíba do Sul*: reservatório da UHE do Funil e adaptação do Índice de Integridade Biótica. Seropédica, 2009. 86f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, 2009.

TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, v.11, p.874-81, 2011.

THATCHER, V. E. *Amazon Fish Parasites*. 2.ed. Moscow: Pensoft, 2006.

THATCHER, V. E.; BOEGER W. A. Patologia de peixes da Amazônia brasileira, 3. Alterações histológicas em brânquias provocadas por *Ergasilus, Brasergasilus* e *Acusicola* (Crustacea: Cyclopoida: Ergasilidae). *Acta Amazazonica*, v.13, n.2, p.441-51, 1983.

THATCHER, V. E.; OLIVEIRA, A. A. N.; GARCIA, A. M. *Braga cigarra* comb. nov. for *Philostomella cigarra* (Crustacea: Isopoda: Cymothoidae) with a redescription of

the species based on specimens from *Galeocharax kneri*, a freshwater fish of Minas Gerais State, Brazil. *Zoologia*, v.26, n.1, p.155-60, 2009.

THATCHER, V. E.; PAREDES, V. A. Parasitic copepod, *Perulernaea gamitanae* gen. et sp. nov. Cyclopoida: Lernaeidae, from the nasal fosse of a Peruvian Amazon food fish. *Amazoniana*, v.9, p.169-75, 1985.

THATCHER, V. E.; SANTOS, M. D.; BRASIL-SATO, M. C. *Gamidactylus piranhus* sp. nov. (Copépode, Vaigamidae) from the nasal fossae of serrasalmid fishes from the Três Marias Reservoir, Upper São Francisco River, Minas Gerais State, Brazil. *Acta Parasitologica*, v.53, n.3, p.284-8, 2008.

THE WORLD BANK. Database World Development Indicators "Electricity production (kWh)". 2015a. Disponível em: <http://data.worldbank.org/indicator/EG.ELC.PROD.KH>. Acesso em: 8 ago. 2015.

THE WORLD BANK. Database World Development Indicators "Electricity production from renewable sources, excluding hydroelectric (kWh)". 2015b. Disponível em: <http://data.worldbank.org/indicator/EG.ELC.RNWX.KH>. Acesso em: 8 ago. 2015.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. *Reservoir limnology*: ecological perspectives. New Jersey: John Wiley & Sons, 1990.

TOJO, J. L.; SANTAMARINA, M. T. Oral Pharmacological treatments for parasitic diseases of rainbow trout *Onchorhynchus mykiss*. I *Hexamita salmonis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, v.33, p.51-6, 1998.

TRIPATHI, Y. R. Parasitic copepods from Indian fishes. II. Two new families Therodamasidae and Catlaphillidae. In: *Libro homenaja al Dr. Eduardo Caballero y Caballero*, Jubileo 1930- 1960. Mexico City: Escuola Nacional de Ciencas Biologicas, 1960. p.43-548.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios*: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio; Fapesp. 1999. p.19-38.

TUNDISI, J. G. *Água no século XXI*: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa, 2003. 248p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TURINGAN, R. G.; WAINWRIGHT, P. C.; HENSLEY, D. A. Interpopulation variation in prey use and feeding biomechanicsin Caribbean triggerfishes. *Oecologia*, v.102, p.296-304, 1995.

UIEDA, V. S. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia,* v.44, p.203-13, 1984.

UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. da. Peixes dos riachos da cuesta de Botucatu. In: UIEDA, W.; PALEARI, L. M. (Org.) *Flora e fauna*: um dossiê ambiental. São Paulo: Editora Unesp, 2004. p.37-47.

ULDAL, A.; BUCHMANN, K. Parasite host relations: *Hexamita salmonis* in rainbow trout *Onchorhynchus mykiss*. *Diseases of Aquatics Organisms*, v.25, p.229-31, 1996.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. World Population Prospects: the 2012 Revision. New York, 2013. Disponível em: <http://esa.un.org/unpd/wpp/> Acesso em: 8 ago. 2015.

USPENSKAYA, A. V. The history of myxosporean (Myxozoa Grasse, 1970, Myxosporea Butschli, 1881) life and nuclear cycles studies. *Tsitologiya*, v.50, n.1, p.18-28, 2008.

VALTONEN, E. T.; GIBSON, D. I. Aspects of the biology of diplostomid metacercarial (Digenea) populations occurring in fishes in different localities of northern Finland. *Annales Zoologici Fennici,* v.34, n.1, p.47-59, 1997.

VAN DE WOLFSHAAR, K. E.; MIDDELKOOP, H.; ADDINK, E.; WINTER, H. V.; NAGELKERKE, L. A. J. Linking flow regime, floodplain lake connectivity and fish catch in a large river-floodplain system, the Volga-Akhtuba floodplain (Russian Federation). *Ecosystems*, v.14, p.920-34, 2011.

VARELLA, A. M. *O ciclo biológico de* Ergasilus bryconis *Thatcher, 1981 (Crustacea: Poecilostomatoida, Ergasilidae) parasita das brânquias do matrinxã* Brycon erythropterum *(Cope, 1872) e aspectos de sua ecologia*. Manaus, 1995. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, 1995.

VASCONCELOS, L. P. et al. Fish reproductive guilds downstream of dams. *Journal of Fish Biology*, v.85, p.1489-506, 2014.

VIDAL-MARTINEZ, V. M. et al. Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology,* v.26, p.44-51, 2010.

VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; E. D. CARVALHO. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology*, v.7, n.4, p.701-8, 2009.

Wang L.; Infante D.; Lyons J.; Stewart J.; Cooper A. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin; USA. *River Research and Applications*, v.27, p.473-87, 2010. Disponível em: <www.interscience.wiley.com>.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, v.22, n.6, p.6-12, 1997.

WARD, J. H., Hierarchical grouping to optimize an objective function, *Journal of the American Statistical Association*, v.58, n.23, p.234-44, 1963.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of river ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (Org.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Scientific Publishers, 1983. p.29-42.

WELBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.27, p.337-63, 1996.

WELCOMME, R. L. *River fisheries*. Rome: FAO Fisheries Technical Paper, 1985.

WELCOMME, R. L. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fisheries Manage Ecology*, p.1-20, 1999.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and tems for cladistic sediments. *Journal of Geology*, v.30, p.377-92, 1922.

WHITTIER T. R.; HUGHES R. M.; STODDARD J. L.; LOMNICKY G. A.; PECK D. V.; HERLIHY A. T. A structured approach for developing indices of biotic integrity: Three examples from streams and rivers in the western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.136, p.718-35, 2007.

WILLIAMS, J. D.; WINEMILLER, K. O.; TAPHORN D. C.; BALBAS, L. Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, v.18, p.274-85, 1998.

WOO, P. T. Diplomonadida (Phylum Parabasalia) and Kinetoplastea (Phylum Euglenozoa). In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.46-115.

WOOTTON, R. J. *Ecology of teleost fishes*. Repr. with vev. London: Champ e Hall, 1991.

YAMAGUTI, S. The Cestodes of vertebrates. In: *Systema Helminthum*. New York: Interscience Publisher Inc., 1959. v.2.

ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Brazilian Journal of Biology*, v.62, n.2, p.347-61, 2002.

ZARET, T. M. Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlid. *Biotropica*, v.12, n.2, p.144-57, 1980.

ZARFL, C.; LUMSDON, A. E.; BERLEKAMP, J.; TYDECKS, L.; TOCKNER, K. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, v.77, p.161-70, 2015.

ZAVALA-CAMIN, L. A. *Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes*. Maringá: Eduem, 1996.

ZHU, D.; CHANG, J. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators*, v.8, p.564-72, 2008.

ZILBERG, D.; MUNDAY, B. L. Phylum Amoebozoa. In: WOO, P. T. K. (Org.) *Fish disease and disorders*. 2.ed. Ontario: CAB International, University of Guelph, 2006. v.1, p.1-15.

Sobre os autores

Aline Angelina Acosta – Possui graduação (licenciatura) em Biologia pela Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP). Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Botucatu, SP. Atualmente faz doutorado em Zoologia também pela Unesp, com especialidade em helmintos parasitas de peixes de água doce.

Amanda Thaís Godoy – Aluna de graduação em Ciências Biológicas Licenciatura, Unesp – *campus* de Botucatu, São Paulo. Foi estagiária de iniciação científica no Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), Instituto de Biociências da Unesp de Botucatu. Atualmente apresenta estudos com enfoque em microbiota nas mastites subclínicas e perfil de sensibilidade microbiana dos patógenos em agricultura familiar.

Ana Carolina Souto – Possui graduação (licenciatura e bacharelado) em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP). Aperfeiçoamento, mestrado e doutorado pelo Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu, SP, área de concentração Zoologia. Realizou parte de seu doutorado no Museu Nacional de Ciências Naturais (CSIC – centro superior de investigações científicas), Madri, Espanha. Atua em pesquisas relacionadas com alimentação natural e ecologia de peixes de águas interiores.

Ana Paula Vidotto-Magnoni – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Londrina, mestrado e doutorado em Ciências

Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu. Atua nas áreas de Ecologia e Recursos Pesqueiros de Águas Interiores, Ecologia de Reservatórios, Biologia Populacional de Peixes, Ecologia Trófica de Peixes, Ecologia de espécies invasoras e Integridade Biótica em Reservatórios. Atualmente é professora adjunta na Universidade Estadual de Londrina, nas disciplinas de Ecologia e Etologia.

André Batista Nobile – Possui graduação em Ciências Biológicas (bacharelado/licenciatura) pela Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP-CLM), mestrado e doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu. Atua na área de Ictiofauna, especificamente com ecologia de reservatórios, impactos de tanques-rede em águas continentais, biologia reprodutiva e distribuição espaço-temporal de assembleias.

Diogo Freitas Souza – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Ilha Solteira. Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Doutorando pelo programa de Zoologia do Instituto de Biociências Unesp – Botucatu/SP, na área de Ecologia de comunidade ictioplânctonica e identificação molecular (DNA- Barcode).

Fábio Hideki Yamada – Possui graduação em Ciências Biológicas (licenciatura) pela Universidade Estadual de Maringá (PR). Especialista em Biologia Aquática (UEM-PR), mestre em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (UEM-PR), doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (UEM-PR). Atualmente realiza pós-doutorado pela Unesp, Botucatu. Tem experiência na área de Ecologia parasitária com ênfase em ictioparasitologia, atuando nos seguintes temas: taxonomia e sistemática, introduções de espécies parasitas e helmintos bioindicadores.

Felipe Pontieri de Lima – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira. Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu, doutorando em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Atua em diversas áreas relacionadas à Biologia e Ecologia de peixes.

Gianmarco Silva David – Possui graduação em Agronomia pela Universidade Estadual Paulista, Unesp, Botucatu. Mestre em Oceanografia no

Instituto Oceanográfico da USP e doutorado em Ecologia pela Universidade Federal de São Carlos. Pesquisador da Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio (APTA), atuando na área de Pesca e aquicultura. Atualmente desenvolve projetos de pesquisa sobre os impactos ambientais do cultivo de peixes em tanques rede sobre os ecossistemas aquáticos.

Gregório Kurchevski – Possui graduação em Ciências Biológicas e especialização em Gestão, Planejamento e Auditoria Ambiental pelo Centro Universitário Filadélfia (Unifil). Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Integra o Centro de Transposição de Peixes da UFMG e executa projeto de avaliação de estocagem de peixes em represas no rio Grande.

Heleno Brandão – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Penápolis - FAFIPE, Penápolis/SP. Doutor em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, campus de Botucatu/SP. Nesta mesma Instituição concluiu o estágio Pós-Doutorado na área de Ictioparasitologia. Atualmente é Professor na Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, campus de Santa Helena/PR. Desenvolve pesquisas nas áreas de Zoologia, Ecologia e Parasitologia, atuando principalmente nos seguintes temas: taxonomia, dieta, reprodução e parasitologia de peixes de águas continentais.

Isabelle Leite Bayona Perez – Possui graduação em Ciências Biológicas. Mestre em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista, Botucatu/SP, doutoranda em Aquicultura pelo Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal (SP). Experiência na área de Ecologia Reprodutiva e Morfologia de Peixes Teleósteos, com ênfase em Morfologia de Gônadas.

Jaciara Vanessa Krüger Paes – Possui graduação em Ciências Biológicas (licenciatura) pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu (SP). Mestrado e doutorado Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Pós-doutoranda pela Unesp, Botucatu. Atua em pesquisas relacionadas à Ecologia e Parasitologia de peixes de Águas Interiores e Limnologia em ambientes de rios e represas.

Jamile Queiroz de Sousa – Possui graduação em Ciências Biológicas (bacharelado) pela Universidade Federal do Piauí. Mestre em Ciências Biológicas

(Zoologia), pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu (SP), doutoranda em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Realizou estágio no Center for Macroecology, Evolution and Climate da Universidade de Copenhagen, Dinamarca. Desenvolve pesquisas nas áreas de Ecologia de comunidade e populações de peixes de represas e tributários.

Marcela Fontes Bongiovani – Aluna de graduação em Ciências Biológicas (licenciatura) pela Universidade Estadual Paulista, Unesp, Botucatu (SP). É estagiária de iniciação científica no Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), Unesp, Botucatu.

Maria Isabel Müller – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Mestrado e doutorado em Parasitologia pela Universidade Estadual de Campinas com bolsa sandwich em Londres, no Museu de História Natural. Pós-doutoranda em Ciências Biológicas (Zoologia), Unesp, Botucatu. Tem experiência na área de Parasitologia, com ênfase em Parasitos de Peixes, atuando principalmente nos seguintes temas: Myxosporea e Monogenea, morfologia e biologia molecular.

Nicole Macedo Gildo – Graduanda em Ciências Biológicas (licenciatura) pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu. Foi bolsista de iniciação científica (CNPq) no Projeto "Integridade Biótica da Represa de Jurumirim", atuando na área de Ecologia de peixes com ênfase em alimentação natural.

Priscilla de Oliveira Fadel Yamada – Possui graduação em Ciências Biológicas (Licenciatura) pela Universidade Estadual de Maringá (PR). Mestranda em Ciências Biológicas (Zoologia) na Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu (SP), com ênfase em taxonomia e ecologia de parasitos de peixes de água doce.

Raoul Henry – Possui graduação em Ciências Biológicas na Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas de Botucatu (1972), atualmente Instituto de Biociências de Botucatu (Unesp), onde é professor titular. Foi presidente da Sociedade/Associação Brasileira de Limnologia em dois biênios (1986-1988 e 2009-2011) e editor-chefe de *Acta Limnologica Brasiliensia* (1999-2009). É autor de mais de uma centena de artigos publicados em revistas nacionais e

estrangeiras, na área de Limnologia. Foi organizador dos livros *Ecologia de reservatórios*: estrutura, função e aspectos sociais (1999), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos* (2003), *O diagnóstico da qualidade do rio Guareí* (Angatuba, SP), *Uma cooperação Ensino Superior – Educação Básica* (2012), *Represa de Jurumirim*: ecologia, modelagem e aspectos sociais (2014), e co-organizador do livro *Ecologia de Reservatórios* – Impactos potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata (2005).

Reinaldo José da Silva – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu (SP). Mestrado e Doutoardo em Doenças Tropicais pela Faculdade de Medicina, Unesp, Botucatu e Livre-Docência pelo Instituto de Biociências, Unesp, Botucatu. Realizou concurso de Professor Titular em Parasitologia pelo Instituto de Biociências, Unesp, Botucatu em 2016. Atuou como Biólogo do Centro de Estudos e Animais Peçonhentos da UNESP (CEVAP/UNESP) no período de 1995 a 2001. Em 2001, assumiu a carreira docente no Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, Unesp, Botucatu. Atualmente é Professor Titular do Departamento de Parasitologia do Instituto de Biociências e Professor-Orientador junto ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu. Coordena o Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS) no Departamento de Parasitologia. Tem experiência na área de Parasitologia, com ênfase em Helmintologia Animal.

Rodrigo Bravin Narciso – Aluno de graduação em Ciências Biológicas (licenciatura), Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu. Estagiário de iniciação científica no Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), Unesp, Botucatu. Estudos com enfoque na taxonomia e ecologia de parasitas de peixes de água doce Neotropicais, com especial ênfase em estudos envolvendo monogenéticos e copépodes parasitas.

Sandro Geraldo de Castro Britto – Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista (Unesp), São José do Rio Preto (SP). Mestrado, doutorado e pós-doutorado pela Unesp, Botucatu (SP). Desenvolve estudos voltados ao levantamento e monitoramento da ictiofauna em águas neotropicais.